



TEKNILLINEN KORKEAKOULU  
Insinööritieteiden ja arkkitehtuurin tiedekunta  
Rakennus- ja ympäristötekniikan koulutusohjelma  
Vesihuoltotekniikka

Laura Hienonen

**REJEKTIVEDEN BIOLOGISEN ERILLISKÄSITTELYN KOEAJOT  
VIIKINMÄESSÄ**

Diplomityö, joka on jätetty opinnäytteenä tarkastettavaksi diplomi-insinöörin  
tutkintoa varten Espoossa 19.8.2009

Valvoja                      Professori Riku Vahala

Ohjaaja                      DI Mari Heinonen  
                                    TkL Tommi Fred

TKK  
Rakennus- ja  
ympäristötekniikan kirjasto

## ALKUSANAT

Tämä diplomityö on tehty Helsingin Veden Viikinmäen jätevedenpuhdistamolla kevään ja kesän 2009 aikana. Työssä tutkittiin mädätetyn lietteen käsittelystä syntyvän rejektiveden biologista erilliskäsittelyä koelaitteiston avulla. Työn valvojana toimi vesihuoltotekniikan professori Riku Vahala, jolle osoitan kiitokseni työni tarkastamisesta ja kommentoinnista. Lisäksi haluan kiittää DI Pirjo Rantasta antamistaan kommentteista.

Haluan kiittää lämpimästi työn ohjaajia DI Mari Heinosta ja TkL Tommi Frediä mielenkiintoisesta diplomityöaiheesta, asiantuntevista neuvoista, rakentavasta palautteesta sekä ohjauksesta työni eri vaiheissa.

Suuret kiitokset koko Viikinmäen jätevedenpuhdistamon henkilökunnalle ystävällisestä työilmapiiristä, avuliaisuudesta ja koeajojen käytännönjärjestelyjen sujuvuudesta työni aikana.

Lopuksi haluan kiittää perhettäni ja ystäviäni tuesta ja kannustuksesta diplomityöni sekä opintojeni aikana. Erityisen rakkaat kiitokset Geraldille, joka on jaksanut kannustaa epätoivon hetkinä.

Helsingissä 19.8.2009



Laura Hienonen



TEKNILLINEN KORKEAKOULU  
Insinööritieteiden ja arkkitehtuurin  
tiedekunta  
Rakennus- ja ympäristötekniikan  
koulutusohjelma

DIPLOMITYÖN TIIVISTELMÄ

Tekijä Laura Hienonen	Päiväys 19.8.2009
	Sivumäärä 118

Työn nimi Rejektiveden biologisen erilliskäsittelyn koeajot Viikinmäessä
---

Professori Vesihuoltotekniikka	Koodi Yhd-73
-----------------------------------	-----------------

Työn valvoja Professori Riku Vahala
--

Työn ohjaaja DI Mari Heinonen TkL Tommi Fred
--

Avainsanat: jätevedenpuhdistus, rejtivesi, biologinen typenpoisto, nitriitti, Sharon.

Jätevedenpuhdistamolla mädätetyn lietteen käsittelystä syntyvä rejtivesi aiheuttaa puhdistamolle merkittävän sisäisen typpikuorman. Helsingin Veden Viikinmäen jätevedenpuhdistamolla rejtivesi lisää typpikuormaa keskimäärin 22 %. Viikinmäen jätevedenpuhdistamolla tutkittiin rejtiveden biologista erilliskäsittelyä koelaitteiston avulla. Käsittelymenetelmä perustui Sharon-prosessiin, jossa ammoniumtyppi hapetettiin nitriitiksi ja sen edelleen hapettuminen nitraatiksi minimoitiin. Prosessia operoitiin täyssekoitusreaktorissa (CSTR) ilman lietteen selkeytystä ja palautusta, minkä vuoksi lietteen viipymää kontrolloitiin hydraulisen viipymän (HRT) avulla. Oikealla HRT:llä saavutettiin tasapainoinen nitriitin muodostumisprosessi. Biologinen prosessi toimi stabiilisti, huolimatta reaktoriin syötetyn rejktin kuormitusten vaihtelusta ja laiteteknisistä häiriöistä. Rejtiveden ajoittain erittäin korkealla kiintoainepitoisuudella ei ollut vaikutusta prosessin toimintaan.

Tutkimuksessa tehtiin koeajoja eri prosessimuuttujien kuten lämpötilan, viipymän, happipitoisuuden eri arvoilla, joista lopulta valittiin optimaaliset prosessin ajoparametrit. Paras käsittelytulos saavutettiin lämpötilassa 32-33 °C, yhden vuorokauden aerobisella viipymällä ja 1-2 mg/l jäännöshappipitoisuudella. Prosessilla saavutettiin 50-60 %:n (0,32-0,48 kgNH<sub>4</sub>-N/m<sup>3</sup>d) ammoniumtyppireduktio. Tutkimuksen aikana säiliöstä lähtevän rejktin nitriitti-ammoniumtyppi -suhde oli 1,1-1,3. Tästä johtuen Sharon-prosessi sopisi hyvin Anammox-prosessin esiprosessiksi, sillä Anammox:iin syötettävän jäteveden optimi nitriitti-ammoniumtyppi -suhde on 1,3. Kun prosessiin lisättiin denitrifikaatiovaihe ilman ulkoista hiililähteen syöttöä, kokonaistyyppä saatiin poistettua keskimäärin 10-15 % (0,05-0,13 kgN/m<sup>3</sup>d). Tutkimuksen aikana tarkasteltiin mahdollisuutta hyödyntää teollisuudessa käytettävää glykoliseosta ulkoisena hiililähteenä denitrifikaatiovaiheeseen, mutta se ei soveltunut toksisuutensa vuoksi biologiseen prosessiin. Tulosten perusteella Sharon-prosessi soveltuu hyvin väkevien typpipitoisten rejtivesien käsittelymenetelmäksi myös Viikinmäen jätevedenpuhdistamolle.

HELSINKI UNIVERSITY OF  
TECHNOLOGY  
Faculty of Engineering and Architecture  
Degree Programme in Civil and  
Environmental Engineering

ABSTRACT OF MASTER'S  
THESIS

Author  Laura Hienonen	Date  2 September 2009
	Pages  118

Title of thesis  
Separate biological treatment of reject water on trial at the Viikinmäki  
WWTP

Chair  Water and Wastewater Engineering	Chair Code  Yhd-73
---	--------------------------

Supervisor  
Professor Riku Vahala

Instructor  
M.Sc. (Tech.) Mari Heinonen  
Lic. Sc. (Tech.) Tommi Fred

Keywords: Waste water, reject water, biological nitrogen removal, nitrite, Sharon.

Reject water from the treatment of digested sludge causes a significant internal nitrogen load at the wastewater treatment plant (WWTP). At the Viikinmäki WWTP in Helsinki reject water increases the nitrogen load on average by 22 %. A separate biological treatment of reject water was investigated with a pilot plant at the Viikinmäki WWTP. The treatment process is based on the Sharon-process that oxidizes ammonium-nitrogen to nitrite and the further oxidation of nitrite to nitrate is minimized. The process is operated in a continuous stirred-tank reactor (CSTR) without sludge retention; therefore, the sludge retention was controlled by hydraulic retention time (HRT). A stable nitrite building process was achieved with a correct HRT. The biological process is shown to be stable, despite load variations and technical disturbances of plant set-up. The process is insensitive to occasionally occurring high concentrations of suspended solids in the reject water.

In this study, different experiments were implemented with changing values for the relevant parameters such as temperature, retention time or dissolved oxygen concentration. For each parameter the most favourable value was selected. The best treatment efficiency was reached with an elevated temperature of 32-33°C, aerobic retention time of 1 day and dissolved oxygen concentration of 1-2 mg/l. Ammonium nitrogen reduction of 50-60 % (0,32-0,48 kgNH<sub>4</sub>-N/m<sup>3</sup>d) was achieved. During the study, the nitrite-ammonium-ratio of the effluent was between 1,1-1,3. Thereby the Sharon-process would fit well as a pre-process of Anammox, because the optimal nitrite-ammonium-ratio of the influent to the Anammox-process is 1,3. Approximately 10-15 % (0,05-0,13 kgN/m<sup>3</sup>d) total nitrogen removal efficiency was reached, when the denitrification phase -without external carbon source - was added to the overall process. During the research the possibility to utilize a mixture of glycol, which is used in the industry, was investigated as an external carbon source to denitrification. The mixture of glycol was not suitable for the biological process due to its toxicity. According to the results of this study the Sharon-process is suitable as a separate treatment process for the highly ammonia contaminated reject water at Viikinmäki WWTP.



## LYHENNELUETTELO

Anammox	Anaerobinen ammoniumtypen hapettuminen (anaerobic ammonium oxidation)
AER	Aerobinen viipymä
ANOX	Anoksinen viipymä
AOB	Ammoniumin hapettajabakteeri (ammonium oxidating bacteria)
alk.	Alkaliteetti
BHK <sub>7</sub>	Biologinen hapenkulutus (biological oxygen demand)
CAFR	Chemische Ammonium Fällung und Rückführung
CANON	Completely autotrophic nitrogen removal over nitrite
COD	Kemiallinen hapenkulutus (chemical oxygen demand)
CSTR	Jatkuvatoiminen täyssekoitusreaktori (Continuous stirred-tank reactor)
DN-prosessi	Denitrifikaatio-nitrifikaatio-prosessi
DO	Liuenut happi/happipitoisuus (dissolved oxygen)
eff	Lähtevä (effluent) jätevesi
HL	Hiililähde
HRT	Hydraulinen viipymä (hydraulic retention time)
inf	Tuleva (influent) jätevesi
KA	Keskiarvo
MAP	Magnesium-ammonium-fosfaatti
ND-prosessi	Nitrifikaatio-denitrifikaatio-prosessi
NOB	nitriitin hapettajabakteeri (nitrite oxidating bacteria)
OUR	Hapenkulutussnopeus (oxygen uptake rate)
SBR	Panostoiminen reaktori (Sequencing batch reactor)
SD	Keskihajonta (standard deviation)
SHARON	Single reactor high activity ammonia removal over nitrite
SNAP	Single-stage nitrogen removal using Anammox and partial nitrification
SRT	Lieteikä (sludge retention time)
SS	Kiintoainepitoisuus (suspended solids)
TOC	Orgaanin kokonaishiili (total organic carbon)
TSS	Kokonaiskiintoainepitoisuus (total suspended solids)

## SYMBOLILUETTELO

A <sub>HL</sub>	Syötetty kemikaaliannos
C	Hiili
CH <sub>4</sub>	Metaani (methane)
CH <sub>3</sub> OH	Metanoli (methanol)
CO <sub>2</sub>	Hiilidioksidi (carbon dioxide)
C <sub>O2</sub>	Happipitoisuus
C <sub>HNO2</sub>	Typpihapokepitoisuus
C <sub>NH3</sub>	Ammoniakkipitoisuus
CaCO <sub>3</sub>	Kalsiumkarbonaatti (calcium carbonate)
Ca(OH) <sub>2</sub>	Kalsiumhydroksidi (calcium hydroxide)
ΔG°	Gibbsin energia
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Bikarbonaatti-ioni (bicarbonate ion)
HNO <sub>2</sub>	Typpihapoke (nitrous acid)
HNO <sub>3</sub>	Typpihappo (nitric acid)
K <sup>+</sup>	Kaliumioni (kalium ion)
K	Puolinopeuskerroin
K <sub>HNO2, NOB</sub>	NOB:n typpihapokkeen puolinopeuskerroin
K <sub>I, HNO2, AOB</sub>	AOB:n typpihapokkeen inhibointipuolinopeuskerroin
K <sub>NH3, AOB</sub>	AOB:n ammoniakin puolinopeuskerroin
K <sub>O2, AOB</sub>	AOB:n hapen puolinopeuskerroin
K <sub>O2, NOB</sub>	NOB:n hapen puolinopeuskerroin
kok.N	Kokonaistyyppi (total nitrogen)
Kok-P	Kokonaisfosfori
κ	Lämpötila-aktiivisuuskerroin
MgNH <sub>4</sub> PO <sub>4</sub>	Magnesium-ammonium-fosfaatti -suola
N	Alkuaine typpi (nitrogen)
N <sub>2</sub>	Typpikaasu (nitrogen gas)
N <sub>2</sub> O	Typpioksidi (nitrous oxide)
NaOH	Natriumhydroksidi (sodium hydroxide)
NH <sub>2</sub> OH	Hydroksalmiini (hydroxylamine)
NH <sub>3</sub>	Ammoniakki (free ammonia)
(NH <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	Ammoniumsulfaatti (ammonium sulfate)
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Ammonium-ioni (ammonium ion)
NH <sub>4</sub> -N	Ammoniumtyppi (ammonium nitrogen)
NH <sub>4</sub> :NO <sub>2</sub>	Ammonium-nitriitti -suhde (ammonium-nitrite ratio)
NO	Typpimonoksidi (nitric oxide)
NO <sub>2</sub>	Nitriitti (nitrite)
NO <sub>3</sub>	Nitraatti (nitrate)
NO <sub>2</sub> -N	Nitriittityppi(nitrite nitrogen)
NO <sub>3</sub> -N	Nitraattityppi (nitrate nitrogen)
P	Fosfori (phosphor)
PO <sub>4</sub> -P	Ortofosfaattifosfori (phosphate)
Pit <sub>HL</sub>	Kemikaalin(hiililähde) pitoisuus
p <sub>t</sub>	Kemikaalipumpun tuotto
Q	Virtaama
REL	Rejekti selkeytyksen jälkeen
RET	Rejekti ennen selkeytystä
RPL	Lähtevä/käsitelty rejekti

RPT	Tuleva/syötetty rejekti
T	Lämpötila
T1	Laitokselle tuleva jätevesi
TAN	$\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$ (total ammoniacal nitrogen)
TN	Kokonaistyyppi (total nitrogen)
TKN	Kjeldahl-typpi (total Kjeldahl nitrogen)
$t_{\text{ANOX}}$	Anoksisen vaiheen kesto
$t_{\text{sykli}}$	Syklin kesto
$t_p$	Kemikaalin(hiililähde) pumppausaika
$\mu_{\text{max}}$	Maksimaalinen ominaiskasvunopeuskerroin
$\mu_{\text{max, AOB}}$	AOB-bakteerien maksimaalinen ominaiskasvunopeuskerroin
$\mu_{\text{max, NOB}}$	NOB-bakteerien maksimaalinen ominaiskasvunopeuskerroin
V	Tilavuus

## SISÄLLYSLUETTELO

1	JOHDANTO.....	9
2	YHDYSKUNTAJÄTEVEDEN KÄSITTELY .....	12
2.1	Jäteveden käsittely .....	12
2.2	Lietteen käsittely .....	13
2.3	Viikinmäen jätevedenpuhdistamo .....	15
3	REJEKTIVEDEN BIOLOGISEN ERILLISKÄSITTELYN MENETELMÄT.....	21
3.1	Biologisen typenpoiston perusteet .....	21
3.2	Biologisen typenpoiston reunaehdot .....	27
3.3	Sovellukset rejektivesien käsittelyyn .....	33
4	SHARON-PROSESSIN PERUSTEET .....	43
4.1	Prosessin reunaehdot .....	43
4.2	Kinetiikka .....	51
4.3	Käytännön sovellukset .....	55
5	TUTKIMUSMENETELMÄ JA LAITTEISTO .....	59
5.1	Koelaitteisto .....	59
5.2	Ohjaus ja automaatio .....	61
5.3	Mittaukset ja analytiikka .....	64
6	TULOKSET JA TULOSTEN TARKASTELU .....	71
6.1	Koejaksot .....	71
6.2	Käynnistysjakso .....	73
6.3	Puhdistustulokset .....	76
6.4	Lämpötila .....	78
6.5	Viipymä .....	80
6.6	Happipitoisuus .....	83
6.7	Denitrifikaatio rejektin omalla hiilellä .....	86
6.8	Denitrifikaatio lisähiilenlähteellä .....	89
6.9	Käyttökokemukset .....	92
6.10	Muuttujien väliset riippuvuudet .....	100
6.11	Nitriitti-ammoniumtyppi -suhde .....	103
7	JOHTOPÄÄTÖKSET JA SUOSITUKSET .....	105
8	LÄHDELUETTELO .....	108

LIITE 1: Koelaitteiston virtauskaavio



## 1 JOHDANTO

Jäteveden huolellinen puhdistaminen on ympäristön ja vesistöjemme kannalta erittäin tärkeää. 1800-luvun lopulta lähtien jätevesiä on puhdistettu lähinnä siellä, missä jätevesistä aiheutuneet haitat merialueille ja vesistöille olivat huomattavasti kasvaneeet. 1900-luvun puolivälistä lähtien vesistöjen rehevöitymisen takia alettiin myös kiinnittää huomiota jätevesien ravinteiden, kuten fosforin ja typen, poistoon. Tällä hetkellä tavoitteena on modernisoida perinteisiä aktiivilietelaitoksia niin, että niissä voidaan toteuttaa jäteveden sekä laitoksen sisällä kiertävien sivuvirtojen typenpoisto tehokkaimmalla mahdollisella tavalla. Laajamittainen typen poistaminen jätevedestä tulee olemaan yksi lähivuosien suurista haasteista.

Typpi on fosforin ohella merkittävä vesistöjä kuormittava ravinne merialueella. Luonnonvesiin joutuessaan typen yhdisteet kuluttavat nitrifikaation kautta happea vesistöissä. Liiallinen ravinnekuormitus saa lisäksi aikaan vesistöjen rehevöitymisen, jolla tarkoitetaan levien kasvun kiihtymistä. Planktonlevien massaesiintymät eli leväkukinnat ovat voimistuneet ja yleistyneet. Myrkyllisten sinilevien laajat esiintymät ovat jo jokakesäinen ilmiö. Lisäksi levät kuollessaan kuluttavat vesistöjen happivarastoa. Vesistön happivaraston hupetessa, pohjaan varastoituneita ravinteita vapautuu veteen, jolloin rehevöityminen kiihtyy entisestään. Ravinteiden ylitarjonta ja sen seurauksena rehevöityminen ja hapettomat pohjat heikentävät koko vesistön ekosysteemin toimintaa.

Yhdyskuntajätevesien käsittelylaitosten puhdistusvaatimukset tulevat jatkuvasti tiukentumaan typpikuorman osalta, vaikka varsinaista valtakunnallista raja-arvoa ei vielä typenpoistolle ole asetettu. Typenpoiston tarve määräytyy tapauskohtaisesti ottaen huomioon purkuvesistön erityispiirteet ja jäteveden kuormituksen merkityksen.

Jätevedenpuhdistuksen keskittämisen kautta yksittäisten laitosten typpikuormitukset tulevat kasvamaan. Mikäli keskittyminen kohdistuu olemassa olevaan laitokseen, ovat typenpoiston tehostamisen prosessiratkaisut avainasemassa, koska useiden laitosten käsittelykapasiteetti alkaa olla



maksimissaan. Tällöin tulee ajankohtaiseksi laitoksen laajentaminen tai prosessimuutoksien tekeminen, jotta vaaditut puhdistusvaatimukset saavutetaan.

Laitoksille tulevan jäteveden kuormaan ei voida vaikuttaa, mutta tämän ulkoisen kuorman lisäksi laitosta kuormittaa sen sisällä puhdistusprosessissa kiertävä typen ns. sisäinen kierto. Laitoksen sisällä kiertävän suurimman kuormituksen aiheuttaa mädätetyn lietteen käsittelyssä syntyvä erotusvesi, jota kutsutaan rejektivedeksi. Rejektivesi on ammoniumtypen osalta hyvin väkevää ja yleensä se ohjataan käsittelemättömänä puhdistamon alkuun. Näin rejekti osaltaan kuormittaa laitoksen biologista typenpoistoprosessia. Rejektistä aiheutuva typpikuorma on tyypillisesti 15-30 % koko laitoksen typpikuormasta.

Viime aikoina tehdyt uusimmat typenpoistoon liittyvät tieteelliset tutkimukset ovat keskittyneet puhdistusprosessien tehostamiseen ja uusien prosessien kehittämiseen erityisesti väkevien ammoniumtyppipitoisten jätevesien erilliskäsittelyyn. Yhdyskuntajäteveden puhdistuksessa syntyvän rejektiveden lisäksi erittäin ammoniumtyppipitoisia jätevesiä muodostuu teollisuudesta, maa- ja karjataloudesta sekä kaatopaikoilta. Rejektivesien erilliskäsittely on tehnyt tuloaan jo kauan. Se on realisoitumassa uusien menetelmien tutkimus- ja kehitystyön edetessä ja kypsyessä luotettaviksi ja kustannuksiltaan kilpailukykyisiksi. Rejektiveden erilliskäsittely on yksi vartenotettava vaihtoehto tehostaa laitoksen typenpoistoa.

Diplomityön tarkoituksena on tutkia rejektiveden biologista erilliskäsittelyä koelaitteistolla Viikinmäen jätevedenpuhdistamolla. Erilliskäsittelymenetelmä perustuu Sharon-prosessiin, jonka lähtökohtana on poistaa ammoniumtyppi biologisesti nitrifikaation ja denitrifikaation avulla ilman lietteen selkeytystä ja palautusta. Erona perinteiseen nitrifikaatio-denitrifikaatio -prosessiin on ammoniumtypen hapettaminen nitraattitypen sijasta vain nitriittitypeksi. Tutkimuksen tavoitteena on toteuttaa vakaa ja tasapainoinen nitriitin muodostuminen ja nitriitin edelleen denitrifioiminen typpikaasuksi. Tarkoituksena on selvittää prosessin toimintaa yleisellä tasolla sekä tutkia koejaksojen avulla

prosessimuuttujien, kuten lämpötilan, aerobisen viipymän, happipitoisuuden ja hiilen lisäyksen vaikutuksia prosessin toimintatehokkuuteen.

Diplomityön kirjallisessa osassa käsitellään yhdyskuntajätevesien käsittelyä ja rejektiveden biologisen erilliskäsittelyn menetelmiä sekä siihen liittyviä reunaehdoja. Tärkeimpänä tarkastelun kohteena on biologinen typenpoisto, rejektiveden käsittely Sharon-prosessilla ja prosessin reunaehdot sekä kinetiikka. Lisäksi työssä käsitellään olemassa olevia täyden mittakaavan Sharon-prosessi toteutuksia ja niiden käyttökokemuksia.

Kokeellisessa osassa esitetään koejärjestelyt ja tutkimustulokset. Tulosten perusteella on määritettävä prosessin optimiolosuhteet ja käyttöparametrit. Tutkimuksen aikana selvitetään myös hapenkulutuskokeilla kahden eri hiililähteen soveltuvuutta lisähiilenlähteeksi denitrifikaatiovaiheeseen. Kokeellisen osan tärkeimpiä osa-alueita ovat käytännön ongelmien esittely ja prosessiin vaikuttavien parametrien määrittäminen todellista käyttötilannetta vastaavissa olosuhteissa. Jatkotoimenpiteiden kannalta diplomityön keskeisimpänä osana pidetään käyttökokemusten kerryttämistä ja arviota menetelmän soveltumisesta täyden mittakaavan prosessiin.

## 2 YHDYSKUNTAJÄTEVEDEN KÄSITTELY

### 2.1 Jäteveden käsittely

Jätevesien käsittelymenetelmät voidaan jakaa kolmeen ryhmään: jätevesien esikäsittelyyn, pääkäsittelyyn ja täydentäviin käsittelymenetelmiin. Nämä koostuvat eri kokonaisuuksista fysikaalisia, kemiallisia ja biologisia yksikkö-operaatioprosesseja. Kemiallinen vaihe lomittuu joko fysikaalisen tai biologisen osan kanssa. Biologisen prosessin tavoitteena on orgaanisten lika-aineiden hajottaminen bakteeribiomassan avulla ja ravinteiden sitoutuminen samalla syntyvään biomassaan. Syntynyt biomassa, aktiiviliete, poistetaan laskeuttamalla, flotaation tai suodatuksen avulla.

Yhdyskuntajäteveden käsittely alkaa esikäsittelyllä, jonka ensimmäisessä vaiheessa välppäyksessä poistetaan kiinteät jätteet. Sieltä jätevesi ohjataan hiekan- ja rasvanerotukseen, jossa tavoitteena on laskeuttaa vain biohajoamaton aines, kuten hiekka, sora ja lasi. Esikäsittelyn viimeisenä yksikköprosessina on esiselkeytys.

Jäteveden pääkäsittely koostuu biologisista ja/tai kemiallisista yksikkö-operaatioista. Biologisessa prosessissa vaihtelevat aerobiset ja anoksiset olosuhteet. Ilmastusaltaassa liukoinen ja kolloidi orgaaninen jäte sitoutuu altaassa olevaan aktiivilietteeseen. Jälkiselkeytyksessä aktiiviliete erotetaan painovoiman avulla puhdistetusta vedestä ja palautetaan takaisin ilmastusaltaaseen. Selkeytetty vesi johdetaan eteenpäin.

Pääkäsittelyn jälkeen voi laitoksella olla vielä täydentäviä käsittelymenetelmiä, kuten kemiallinen jälkisaostus, flotaatio tai jälkisuodatus, joiden avulla halutaan parantaa entisestään puhdistustehokkuutta ja mahdollistaa tiukentuneiden puhdistusvaatimusten saavuttaminen. Suomessa yleisin pääpuhdistusmenetelmä on biologis-kemiallinen rinnakkaissaostus, jossa eloperäiset lika-aineet poistetaan biologisesti ja fosfori kemiallisesti. (Tchobanoglous *et al.*, 2003; Karttunen *et al.*, 2004).



## 2.2 Lietteen käsittely

Jäteveden käsittelyssä syntyy monenlaatuista lietteitä. Lietteet voidaan ryhmitellä niiden synty- ja erottamistapojen perusteella tai sen mukaan, mistä prosessin vaiheesta liete poistetaan. Lietettä, joka erotetaan jätevedestä esiselkeytyksessä, kutsutaan primäärilietteeksi eli raakalietteeksi. Tämä liete koostuu pääosin biologisesti hajoavasta orgaanisesta aineksesta. Sekundaariliete, jota kutsutaan myös ylijäämälietteeksi, koostuu biologisen prosessin biomassasta. Kemiaalista lietettä eli tertiäärilietettä syntyy kemiallisen fosforin jälkisaostuksen yhteydessä.

Liete on sekoitus nestettä ja kiinteää ainesta, joita on vaikea erottaa toisistaan lietteen geelimäisen luonteen takia. Lietteessä oleva neste muodostuu vedestä ja siihen liuenneista yhdisteistä kuten ammoniumtypestä, fosforista ja orgaanisista yhdisteistä. Lietteen kiinteä osa koostuu pääasiassa orgaanisista aineista kuten mikro-organismeista ja niiden hajoamistuotteista. Lietteen käsittely on yksi jätevedenkäsittelyn haastavimmista prosesseista. (WEF ja ASCE, 1998)

Lietteen käsittelyllä tarkoitetaan toimenpiteitä lietteen laadun ja määrän muuttamiseksi. Toimenpiteiden tarkoituksena on lietteen tilavuuden pienentäminen, stabiloiminen ja hygienisoiminen sekä lietteen saattaminen sellaiseen muotoon, että sitä voidaan käyttää maanparannusaineena tai loppusijoittaa kaatopaikalle. Lietteen käsittelyn vaikeudet johtuvat lietteen suuresta vesipitoisuudesta, sen sisältämien ainesosien epämiellyttävyydestä ja orgaanisen aineksen hankalasta käsittelymuodosta. (Karttunen *et al.*, 2004).

Lietteen käsittelyn ensimmäisenä vaiheena on usein lietteen tiivistys, joka voidaan suorittaa mm. painovoiman, flotaation tai linkojen avulla. Tarkoituksena on pienentää lietteen tilavuutta, jotta lietteen siirtäminen on hallitumpaa. Tiivistyksellä on olennainen merkitys seuraavien käsittelyvaiheiden onnistumiseen, käsittelykustannuksiin ja lietteen kuljetusmääriin. (Tchobanoglous *et al.*, 2003).

Tiivistyksen jälkeen liete stabiloidaan, millä tarkoitetaan lietteen orgaanisen aineen hajoamisprosessin keskeyttämistä tai lopettamista. Tilapäinen stabilointi eli hajoamisprosessin keskeyttäminen saadaan aikaan kalkin avulla. Lietteen pysyvä stabilointi voidaan toteuttaa joko anaerobisissa oloissa mädätyksen tai aerobisissa oloissa lahotuksen avulla.

Lietteen stabilointi anaerobisella käsittelyllä eli lietteen mädätyksellä perustuu metaanibakteerien hyväksikäyttöön. Metaanibakteerit muuttavat aktiivilietteessä olevia orgaanisia aineita metaanikaasuksi ( $\text{CH}_4$ ), hiilidioksidiksi ( $\text{CO}_2$ ), vedeksi, ja mineraalisuoloiksi. Mädätyksen toimiessa hyvin noin 40 % orgaanisesta aineesta muuttuu kaasuksi, 10 % erottuu rejektiveteen ja loput 50 % orgaanisesta aineesta jää lietteeseen. Mädätysprosessissa syntyvää metaanikaasua voidaan hyödyntää laitoksen omassa käytössä bioenergiana lämmön tai sähkön tuotannossa. Kaasu tai sähkö voidaan myydä myös muille toimijoille. Jos biokaasua ei saada hyötykäyttöön, se poltetaan kaasusoihduissa laitoksella. (Karttunen *et al.*, 2004). Mädätysprosessi suoritetaan yleensä mesofiilisessä lämpötilassa noin 30-38 °C:ssa. Myös termofiilinen mädätys, joka toteutetaan 49-57 °C:ssa, on mahdollista. Termofiilisen mädätyksen etuja ovat tehokkaampi lietteenkäsittely, vedenpoisto ja bakteerien tuhoaminen. Vastaavasti prosessin haittoja ovat lämmityksestä aiheutuva suurempi energiankulutus, rejektiveden huono laatu, hajut ja prosessin heikko stabiilisuus. Näiden tekijöiden takia termofiilisen mädätyksen käyttö ei ole niin yleistä. (Tchobanoglous *et al.*, 2003).

Lietteen stabiloinnin jälkeen liete kunnostetaan. Kunnostuksen tarkoituksena on parantaa veden erottumista lietteestä. Kemiallisessa kunnostusmenetelmässä lietteeseen lisätään kemikaaleja mm. ferrokloridia, kalkkia, tai polymeeriä, joiden tarkoituksena on rikkoa lietteen geelimäinen rakenne tai sitoa polymeerien avulla lietepartikkelit yhteen. Tällöin veden poistaminen helpottuu huomattavasti. Kunnostus voidaan tehdä myös fysikaalisin menetelmin mm. lietteen lämpökäsittelyllä, mutta kemialliset menetelmät ovat yleisempiä niiden taloudellisuuden ja joustavuuden takia.



Kunnostuksen jälkeen lietteestä poistetaan vesi koneellisesti, esimerkiksi lingon tai suotonauhapuristimen avulla. Lieke voidaan vielä kompostoida tai käsitellä termisesti. Näiden käsittelymenetelmien jälkeen lopputuotteeksi on saatu aikaan multamainen tai kuivattu biokemiallisesti varsin stabiili tuote. Lieke on valmis poistettavaksi lopulliseen sijoituspaikkaan, maanparannusaineeksi, maantäyttöön tai muuhun hyötykäyttöön. (Karttunen *et al.*, 2004).

## 2.3 Viikinmäen jätevedenpuhdistamo

Viikinmäen jätevedenpuhdistamo on otettu käyttöön vuonna 1994. Puhdistamo on pääosin kallion sisään rakennettu ja siellä puhdistetaan Helsingin jätevesien lisäksi myös Vantaan keski- ja itäosien, Keravan, Tuusulan, Järvenpään, Sipoon ja Pornaisten jätevedet, eli noin 780 000 asukkaan ja teollisuuden jätevedet. Puhdistamolle tulevasta jätevedestä noin 85 % on yhdyskuntajätevesiä ja 15 % teollisuusjätevesiä. Viikinmäessä käsiteltiin vuoden 2008 aikana 110 milj. m<sup>3</sup> jätevettä eli keskimäärin 300 000 m<sup>3</sup> vuorokaudessa. Puhdistetut jätevedet johdetaan kalliotunnelissa kahdeksan kilometrin päähän Helsingin eteläkärjestä yli 20 metrin syvyyteen Katajaluodon edustalle.

Viikinmäen jätevedenpuhdistusprosessi on rinnakkaissaostukseen sekä nitrifikaatioon ja denitrifikaatioon perustuva aktiivilieteprosessi, jota on täydennetty biologisella jälkisuodatuksella. Jälkidenitrifikaatiosuodattimet on otettu käyttöön vuonna 2004 tehostamaan typenpoistoa. Samalla otettiin käyttöön kahdeksas aktiivilietelinja. Jälkisuodattimien rakennustöiden aikana vuonna 2003 louhittiin lisäksi yhdeksäs aktiivilietelinja valmiiksi tulevaisuuden tarpeita varten.

Jätevedet johdetaan puhdistamolle tulotunneleita pitkin. Tunneleista jätevedet nostetaan puhdistamon tulokanaviin kahdessa tulopumppaamossa. Tulopumppauksen jälkeen jätevesi johdetaan välpille ja sieltä hiekan- ja rasvanerotukseen. Hiekanerotusta seuraa esi-ilmastus, jota ennen jäteveden joukkoon lisätään aktiivilieteprosessin palautusliete, lietteen käsittelyssä syntyvät rejektivedet ja lisäksi ferrosulfaatti, jolla saostetaan osa jäteveden sisältämästä fosforista. Esi-ilmastusta seuraa esiselkeytys, jonka jälkeen jätevesi johdetaan

biologiseen käsittelyyn ja jälkiselkeytykseen. Selkeytetty jätevesi johdetaan vielä vesilinjan viimeiseen käsittelyprosessiin biologiselle suodattimelle, jonka tarkoituksena on tehostaa aktiivilieteprosessilla käsitellyn jäteveden typenpoistoa.

Lietettä puhdistamalla syntyy esiselkeytyksessä laskeuttamalla erotettavasta raakalietteestä ja aktiivilieteprosessin ylijäämälietteestä. Viikinmäen lietteen käsittely koostuu lietteen mädätyksestä, välivarastoinnista ja linkokuivauksesta. Mädätyksen tuloksena syntyy biokaasua, joka kerätään talteen. Biokaasulla tuotetun energian avulla laitos on omavarainen lämmön suhteen ja sähkön osalta omavaraisuusaste on noin 50 %. Kuivattua jätevesilietettä syntyy keskimäärin 60 000 tonnia vuodessa. Liette jatkojalostetaan Sipoossa, Metsäpirtin kompostikentällä, jonka jälkeen tuote on valmis käytettäväksi viherrakennukseen.

Viikinmäen käyttökustannukset olivat vuonna 2008 hieman yli 8 milj. euroa, joista merkittävimmät yksittäiset kustannuserät olivat henkilöstö-, energia- ja kemikaalikustannukset. Biologisen typenpoiston kustannukset olivat 2,3 milj €. Kustannukset muodostuvat biologisen vaiheen energiankulutuksesta, mm. ilmastuskompressorien ja kierrätyspumppujen sähkönkulutuksesta, ja biologisen suodatuksen metanolin käytöstä ja energiankulutuksesta.

Viikinmäen jätevedenpuhdistamon aktiivilieteprosessi on huomattavasti korkeammin kuormitettu kuin suunnitteilla olevien uusien jätevedenpuhdistamojen prosessit. Prosessiyksiköistä kriittisin on biologisen prosessin ilmastus-jälkiselkeytys-yhdistelmä, jonka ylikuormittuminen johtaa käytännössä prosessin ohituksiin, mikä heikentää välittömästi puhdistustulosta.

Viikinmäen jätevedenpuhdistamolla on varauduttu tulevaisuuden kasvaviin jätevesikuormiin suunnittelemalla nykyisen laitoksen laajennusta. Alustava laajennussuunnitelma on suunniteltu toteutuvan kahdessa vaiheessa. Ensimmäisenä vaiheena on rakentaa ja varustaa jo valmiiksi louhittu biologisen käsittelyn yhdeksäs linja nykyisten käsittelylinjojen viereen. Tämän on tarkoitus toteutua 2010-luvun alussa. Toisena, huomattavasti suurempana, vaiheena on



louhia ja rakentaa kolme uutta biologisen käsittelyn linjaa Viikinmäen ampumaratalaakson länsipuoliseen mäkeen, jonne Helsingin Vedellä on asemakaavaan merkitty jätevedenpuhdistamon laajennustilavaraus. Toisen vaiheen louhintatyöt on ajoitettu 2010-luvun lopulle ja rakennustyöt 2020-luvun alkupuolelle. Näiden laajennustoimenpiteiden jälkeen Viikinmäen jätevedenpuhdistamolla on riittävä kapasiteetti käsitellä vuoden 2040 arvioitu tulokuorma nykyisen ympäristöluvan vaatimusten mukaisella käsittelytehokkuudella. (Helsingin Vesi, 2009)

Laajennustarpeiden määrittämisen lisäksi Viikinmäen jätevedenpuhdistuslaitoksella tehdään tutkimustyötä, joka tähtää nykyisen prosessin tehostamiseen. Rejektivesien erilliskäsittely on yksi mahdollinen lähitulevaisuuden tehostamistoimenpide.

### **2.3.1 Puhdistustehokkuus**

Viikinmäen puhdistamon merkittävin ympäristöindikaattori on vesistöön johdettava kuormitus. Puhdistusvaatimukset koskevat seuraavia mitattavia suureita: typpi, fosfori ja biologinen ja kemiallinen hapenkulutus sekä niiden puhdistusteho prosentteina tulevasta jätevesikuormasta. EU:n yhdyskuntajätevesidirektiivi (91/271/ETY) määrittelee jätevedenpuhdistuksen minimitason, mutta Suomella on omat tiukemmat kansalliseen lainsäädäntöön perustuvat puhdistusvaatimukset. Laitoskohtainen ympäristölupa määrittelee Viikinmäen jätevedenpuhdistamon puhdistusvaatimukset ja lisäksi ympäristölupa on asetettu reunaehdoiksi päästöille ilmaan sekä kiinteille jätteille. Lainvoimaiset puhdistusvelvoitteet toimivat puhdistamon välittöminä ja konkreettisina tavoitteina. Puhdistusvelvoitteet ja saavutetut puhdistustulokset on koottu taulukkoon 1.

Taulukko 1 Puhdistusvelvoitteet ja puhdistustulos 2008.

	Ympäristölupa	EU:n vaatimukset	Puhdistustulos 2008
BHK <sub>7</sub>	≤ 10 mg/l	≤ 30 mg/l	6,0 mg/l
-neljännesvuosi	≥ 95 %	≥ 70 %	97 %
FOSFORI	≤ 0,3 mg/l	≤ 1,0 mg/l	0,19 mg/l
-neljännesvuosi	≥ 95 %	≥ 80 %	96 %
TYPPI	≥ 70 %	≤ 10 mg/l	5 mg/l
-vuosi		≥ 70 %	87 %

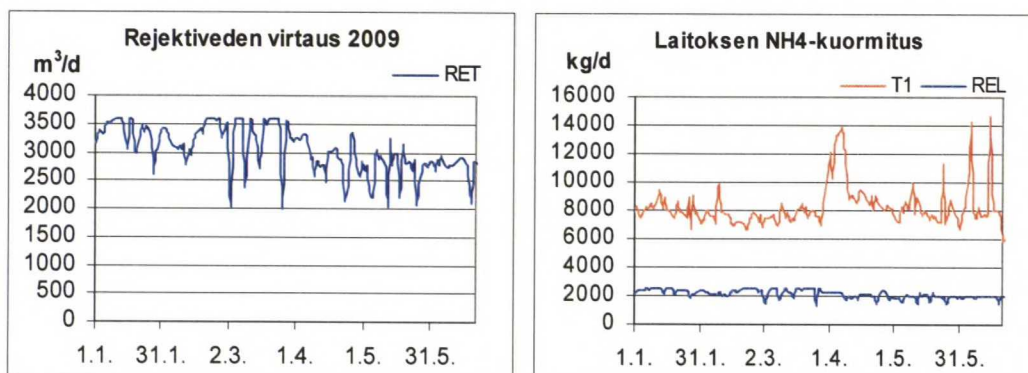
Lisäksi Viikinmäen jätevedenpuhdistamo on velvoitettu täyttämään Helsingin kaupunginvaltuuston Itämerilinjauksessaan asettamat laatutavoitteet, jossa kullekin ravinteelle on asetettu vuosittainen mereen johdettava maksimi tonnimäärä. Typen osalta tavoitetaso on erityisen tiukka.

Tämänhetkiset puhdistusvaatimukset tulevat tiukentumaan seuraavien vuosikymmenten aikana, etenkin typen osalta. Viikinmäen jätevedenpuhdistamo on varautunut tiukentuviin puhdistusvaatimuksiin laitoksen biologisen käsittelyosan laajennussuunnitelmalla ja tutkimalla uusia varteenotettavia käsittelyvaihtoehtoja vähentää laitoksen sisällä kiertävää ravinnekuormaa.

### 2.3.2 Rejektivesi

Viikinmäen jätevedenpuhdistamolla syntyy rejektivettä lietteen käsittelyssä, mädätetyn lietteen välivarastoinnissa ja kuivatessa lietettä lingoilla. Rejektivesiä syntyi vuonna 2009 tammikuusta huhtikuuhun keskimäärin 3300-3500 m<sup>3</sup>/d ja huhtikuusta kesäkuuhun 2600-2900 m<sup>3</sup>/d. Syntyneen rejktiveden puolivuosis keskiarvo ja -keskihajonta olivat 3000 ± 400 m<sup>3</sup>/d. Kuvassa 1 on esitetty syntyneen rejktiveden (RET) määrä vuonna 2009 tammikuusta kesäkuuhun. Vuoden alusta huhtikuun puoleen väliin rejktivesiä syntyi tavallista enemmän, koska vesilaitossakkaa johdettiin huomattavasti enemmän jätevedenpuhdistamolle. Tämä aiheutui siitä, että talousvedentuotanto oli siirtynyt Päijänne-tunnelin korjauksen takia käyttämään Vantaanjokea raakaveden lähteenä, milloin vesilaitokselle syntyi merkittävästi enemmän sakkaa käsittelyprosessissa. Jokijaksolla huomattiin olevan vaikutusta jätevedenpuhdistamon lietteen määrään ja laatuun ja siten syntyneeseen rejktiveden

määrään. Näin ollen alkuvuoden rejektiveden määrät eivät edusta normaalia tilannetta. Tavanomaisessa tilanteessa rejektiveden määrän vaihteluihin vaikuttaa lietteen käsittelyyn johdetun lietteen määrä ja käytössä olevien kuivauslinkojen lukumäärä.



Kuva 1 Rejektiveden virtaus (RET). Laitokselle tulevasta jätevedestä (T1) ja rejektistä (REL) aiheutuvat NH<sub>4</sub>-kuormitukset tammi-kesäkuu vuonna 2009.

Rejektivedet käsitellään Viikinmäen jätevedenpuhdistamolla selkeyttämällä, jolloin noin puolet kiintoaineesta saadaan poistettua. Lietteiden laatua seurataan ennen selkeytystä (RET) ja selkeytyksen jälkeen (REL) otetuilla näytteillä, joista analysoidaan mm. kiintoaine, BOD<sub>7</sub>(ATU) ja ravinnepitoisuudet. Taulukossa 2 on esitetty rejektin ennen selkeytystä (RET), rejektin selkeytyksen jälkeen (REL) ja jätevedenpuhdistamolle tulevan jäteveden (T1) analyysitulokset puolivuosi-keskiarvona vuonna 2009.

Taulukko 2 Rejektin (RET ja REL) ja tulevan jäteveden (T1) puolivuosi-keskiarvopitoisuudet.

Suure	Yksikkö	Rejekti ennen selkeytystä (RET)	Rejekti jälkeen selkeytyksen (REL)	Tuleva jätevesi (T1)
Kiintoaine	mg/l	2660	1470	270
BOD <sub>7</sub> (ATU)	mg/l	-	900	250
Kok-N	mg/l	-	870	48
NH <sub>4</sub> -N	mg/l	-	700	33
Kok-P	mg/l	-	25,7	7,2
pH	-	-	7,8	7,4
Alkaliteetti	mmol/l	-	60,2	4,5



Rejektin mukana kulkeva kuormitus määräytyy rejektin määrän ja pitoisuuksien mukaan. Suurimmat kuormat muodostuvat kiintoaine- ja typpikuormista. Kun rejektivesi selkeytyksen jälkeen yhdistetään tulovirtaamaan laitoksen alussa, aiheuttaa se merkittävän ammoniumtyppikuorman, joka on noin 26 % laitokselle tulevasta ammoniumtyppikuormasta ja 22 % laitokselle tulevasta typpikuormasta. Kuvassa 1 on esitetty laitokselle tulevan jäteveden (T1) ja rejektin (REL) aiheuttamat NH<sub>4</sub>-kuormat. Taulukossa 3 on esitetty rejektiveden kiintoaine-, kokonaistyyppi-, ammoniumtyppi-, kokonaisfosforikuorman sekä biologisen hapenkulutuksen puolivuosisikeskiarvot (2009). Viimeisessä sarakkeessa on määritetty rejektin aiheuttaman kuormituksen osuus laitokselle tulevasta kuormituksesta (REL/T1).

Taulukko 3 Rejektin (REL) ja tulevan jäteveden (T1) kuormien puolivuosisikeskiarvot (tammi-kesäkuu 2009).

Suure	Yksikkö	Rejekti jälkeen selkeytyksen (REL)	Tuleva jätevesi (T1)	REL / T1
Kiintoaine	kg/d	4520	67800	6,7 %
BOD <sub>7</sub> (ATU)	kg/d	2760	62800	4,4 %
Kok-N	kg/d	2670	12050	22 %
NH <sub>4</sub> -N	kg/d	2150	8280	26 %
Kok-P	kg/d	79	1800	4,4 %

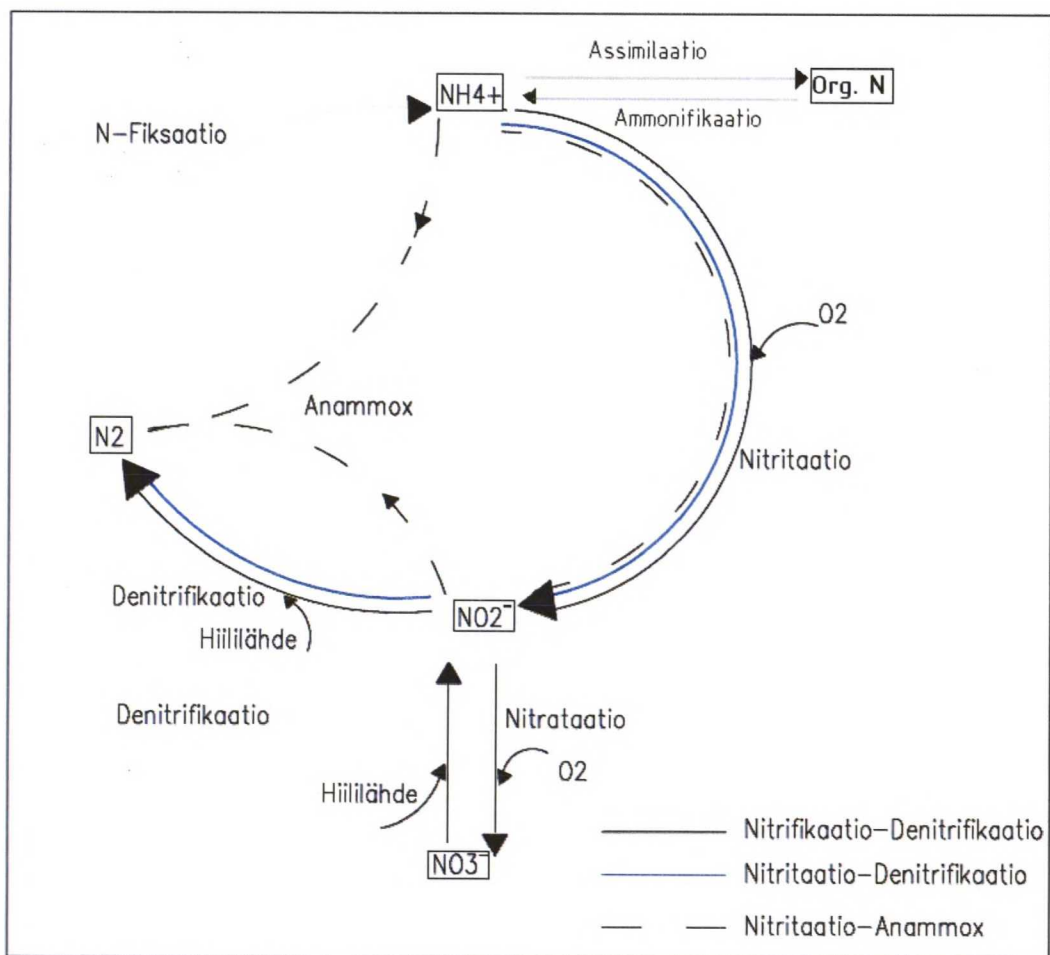
### 3 REJEKTIVEDEN BIOLOGISEN ERILLISKÄSITTELYN MENETELMÄT

#### 3.1 Biologisen typenpoiston perusteet

Typen kierto ekosysteemissä muodostaa monimutkaisen ketjun, jossa typen olomuoto muuttuu bakteerien toimesta. Jätevedessä typpi esiintyy pääasiassa ammoniumtyyppinä. Käsittelmättömässä jätevedessä ei juuri ole nitriittiä eikä nitraattia. Jäteveden käsittelyprosessin aikana typen olomuoto saattaa muuttua useaan kertaan. Olennaisinta on saada ammoniumtyppi muuttumaan sellaiseen muotoon, että typpi on helposti poistettavissa jätevedestä. Perimmäinen tavoite on muuttaa ammoniumtyppi typpikaasuksi mahdollisimman vähäisillä resurssien käytöllä ja ilman kasvihuonekaasujen, kuten typpioksidin  $N_2O$ , muodostumista.

Biologisen typenpoiston vakiintuneet reaktiot jätevedenpuhdistuksessa ovat nitrifikaatio ja denitrifikaatio sekä typen assimilaatio. Nitrifikaatioreaktiossa ammoniumtyppi hapettuu nitraattitypeksi ja denitrifikaatiossa nitraatti pelkistyy typpikaasuksi. Assimilaatiossa mikro-organismit sitovat ravinnoksi käyttämästään ammoniumtyypistä orgaanista tyyppiä solujensa rakennusaineeksi. Mikro-organismien hajotessa ja kuollessa osa assimiloituneesta tyypestä vapautuu takaisin typen kiertoon (ammonifikaatio). Suurin osa assimiloituneesta tyypestä poistuu kuitenkin käsittelyprosessista poistettavan lietteen mukana.

Viime vuosikymmenellä on kehitetty uusi biologinen typenpoistomenetelmä, jossa ammoniumtyppi muunnetaan typpikaasuksi autotrofisen bakteerilajin toimesta anoksisissa olosuhteissa. Nämä bakteerit voivat hapettaa ammoniumtypen nitriitin avulla alkuainetyypeksi ilman liukoista happea ja lisäksi ilman orgaanista hiilenlähdettä. Reaktioita kutsutaan anaerobiseksi ammoniumtypen hapettumiseksi (anammox-reaktioksi). Kuvassa 2 on esitetty biologiseen typenpoistoon liittyvät typpiyhdisteiden vuorovaikutukset typen kierrossa sekä mahdolliset typenpoistomenetelmät, joita ovat perinteinen nitrifikaatio-denitrifikaatio, nitritaatio-denitrifikaatio (Sharon), Nitritaatio-Anammox.



Kuva 2 Biologiseen typenpoistoon liittyvät typpiyhdisteet sekä mahdolliset typenpoistomenetelmät. (Volcke, 2006)

### 3.1.1 Nitrifikaatio

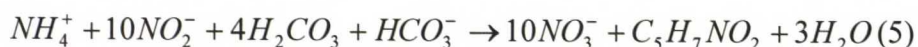
Nitrifikaatio on biologinen hapetusreaktio, jossa ammoniumtyppi ( $\text{NH}_4^+$ ) hapettuu nitrifikaatiobakteerien avulla nitraatiksi ( $\text{NO}_3^-$ ) molekylaarisen hapen toimiessa elektronin vastaanottajana (reaktioyhtälö 1). Reaktio on kaksivaiheinen. Ensiksi ammoniumtyppi hapettuu nitriitiksi ( $\text{NO}_2^-$ ) ammoniuminhapettajabakteerien (AOB-bakteerien) avulla ja toisessa vaiheessa nitriitti hapettuu edelleen nitraatiksi nitriitinhapettajabakteerien (NOB-bakteerien) avulla (reaktioyhtälöt 2 ja 3). Nitrifikaatiobakteerit ovat autotrofisia eli käyttävät epäorgaanista hiiltä hiilenlähteenä. (Henze *et al.*, 2002, Tchobanoglous *et al.*, 2003).

Nitrifikaation optimilämpötila on 25-35 °C ja optimi pH-alue on 7,5-8,6 välillä. Nitrifikaatioreaktiossa muodostuu vetyioneja ja tätä kautta nitrifikaatio laskee

pH:ta. Nitrifikaatio vaatii toteutuakseen aerobiset olosuhteet. Happipitoisuuden tulee olla suurempi kuin 2 mg/l, jotta nitrifikaatio olisi tehokasta. Nitrifikaation toteutumisen kannalta alhainen orgaanisen aineen määrä prosessissa on erittäin tärkeä, sillä nitrifioivien bakteerien määrä kasvaa BOD<sub>7</sub>/TKN -suhteen alentuessa. (Galí, 2006)



Nitrifikaatioprosessissa vapautuu energiaa 350 kJ/mol NH<sub>4</sub>-N, joka käytetään hyväksi bakteerien kasvussa. Kasvua kuvaavat stoikiometriset reaktioyhtälöt on esitetty kaavoissa 4 ja 5. (Henze *et al.*, 2002).



Autotrofisten bakteerien lisäksi eräät heterotrofiset bakteerit, jotka käyttävät orgaanista hiiltä hiilenlähteenä, pystyvät toteuttamaan nitrifikaation. Tällaisia bakteereita ovat mm. *Arthrobacter*, *Flavobacterium* ja *Thiosphaera*. Heterotrofisessa nitrifikaatiossa ei vapaudu energiaa ja se tapahtuu autotrofista nitrifikaatiota hitaammin, minkä takia sillä ei ole juuri vaikutusta nitrifikaatioasteeseen. (Szatkowska, 2007).

Ammoniumbakteerien aiheuttama reaktio eli nitriitin muodostuminen on yleensä hitaampaa kuin nitraatin muodostuminen, sen vuoksi nitrifikaationopeutta kuvataan yleensä nitriitin muodostumisnopeudella. Koska nitriitti hapettuu nopeasti nitraatiksi, on nitriittipitoisuus jätevesissä perinteisesti hyvin pieni eikä sitä kerry normaaliolosuhteissa nitrifikaatioprosesseihin. (Tchobanoglous *et al.*, 2003).



## Nitritaatio

Nitrifikaation ensimmäistä vaihetta, jossa ammoniumtyppi hapettuu nitriitiksi, kutsutaan nitritaatioksi. Reaktioyhtälö on esitetty kaavassa 2. Nitritaatio tapahtuu myös monessa vaiheessa. Hydroksyyliamiini ( $\text{NH}_2\text{OH}$ ) on yksi nitritaation välituote, mutta sen ja nitriitin välistä yhdistettä ei tiedettävästi tunneta. (Henze *et al.*, 2002). Nitritaatio tapahtuu Nitrosomonas-bakteerilajien välityksellä. On olemassa myös muita Nitroso-sukuun kuuluvia bakteereita, jotka pystyvät hapettamaan ammoniumtypen nitriitiksi. Näitä ovat mm. Nitrosococcus, Nitrospira, Nitrosorobrio ja Nitrosolobus. 1990-luvun aikana on identifioitu monia uusia autotrofisia bakteereita, jotka pystyvät hapettamaan ammoniumtyppeä nitriitiksi. (Tchobanoglous *et al.*, 2003).

Ammoniuminhapettajabakteerit kuluttavat 1,5 moolia eli 3,43 g happea yhden ammoniumtyppimoolin hapettamiseen nitriitiksi (kaava 2). Nitritaation hapentarve on 25 % pienempi kuin täydellisen nitrifikaation (Abeling ja Seyfried, 1992; Hellings *et al.*, 1998; van Loosdrecht ja Salem, 2005).

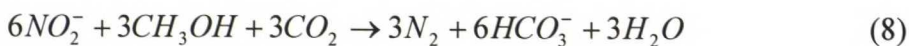
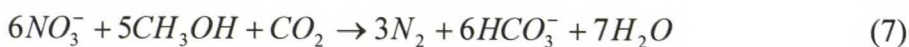
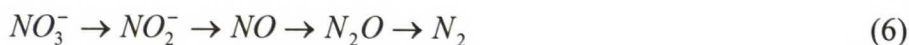
Kuten reaktioyhtälöistä 4 ja 5 huomataan, nitrifikaatioreaktioista vain nitritaatio kuluttaa jäteveden sisältämää alkaliteettiä, jonka kulutuksen seurauksena jäteveden pH:n puskurikapasiteetti alentuu. Samaan aikaan reaktiossa muodostuu vetyioneita, kaksi moolia yhtä ammoniumionia kohden, jotka saattaa aiheuttaa alentuneen puskurikapasiteetin myötä pH:n laskun. Nitritaatiossa kuluu likimäärin kaksi moolia bikarbonaattia ( $\text{HCO}_3^-$ ), joka vastaa kahta ekvivalenttia alkaliteettiä (0,14 moolia), jokaista hapetettua ammoniummoolia kohti. (Henze *et al.*, 2002; Tchobanoglous *et al.*, 2003).

## Nitrataatio

Nitrifikaation toista vaihetta kutsutaan nitrataatioksi (kaava 3). Tästä hapetusreaktiosta ovat vastuussa Nitrobacter-bakteerit. On olemassa myös muita Nitro-sukuun kuuluvia bakteereita, jotka voivat hapettaa nitriitin nitraatiksi. Näitä ovat mm. Nitrococcus, Nitrospira, Nitrospina ja Nitrooestis. Nitriitin hapettaminen edelleen nitraatiksi vaatii 0,5 moolia eli 1,11 g happea. Nitrataatioreaktio ei kuluta jäteveden alkaliteettiä. (Tchobanoglous *et al.*, 2003).

### 3.1.2 Denitrifikaatio

Vaikka nitrifikaatiossa saadaan ammoniumtyppi muutettua vesistössä vähemmän happea kuluttavaan muotoon nitriitiksi ja nitraatiksi, kokonaistypen määrä ei reaktiossa vähene. Jos typpeä halutaan poistaa kokonaan prosessista, on nitrifikaatio täydennettävä denitrifikaatiolla. Denitrifikaatiovaiheessa tapahtuu varsinainen typenpoisto, jossa heterotrofiset bakteerit pelkistävät nitriitin ja nitraatin typpikaasuksi, joka poistuu ilmakehään. Reaktio etenee vaiheittain reaktioyhtälön 6 mukaisesti anoksisissa (vähähappisissa) olosuhteissa. Ensiksi nitraatti ( $\text{NO}_3$ ) pelkistyy nitriitiksi ( $\text{NO}_2$ ), sitten typpimonoksidiksi ( $\text{NO}$ ) ja siitä edelleen typpioksidiksi ( $\text{N}_2\text{O}$ ) ja lopulta typpikaasuksi ( $\text{N}_2$ ). (Tchobanoglous *et al.*, 2003). Denitrifikaatioreaktiot, nitraatin ja nitriitin toimiessa lähtöaineena (elektronin vastaanottajana) sekä metanolin ollessa hiilenlähteenä (elektronin luovuttajana), on esitetty reaktioyhtälöissä 7 ja 8 (van Dongen *et al.*, 2001a).



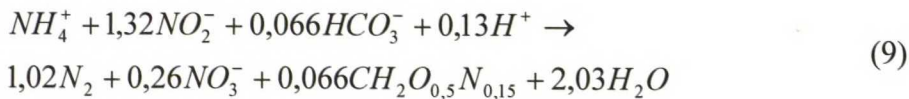
Denitrifikaatiobakteerit ovat heterotrofisia bakteereita ja käyttävät orgaanisia hiilen yhdisteitä hiilen ja energian lähteenä. Denitrifikaatioreaktio perustuu bakteereiden kykyyn käyttää soluhengitykseen nitriitin ja nitraatin sisältämää happea kun veteen liuennutta happea ei ole läsnä. Denitrifikaatioreaktio nostaa veden alkaliteettia. Jokaista denitrifioitua nitraatti/nitriittimoolia kohti muodostuu yksi ekvivalentti eli 0,07 moolia alkaliteettia (reaktioyhtälöt 7 ja 8). Denitrifikaatiolla saadaan noin puolet nitrifikaation kuluttamasta alkaliteetista takaisin ja siten se neutraloi nitrifikaation aiheuttamaa pH:n laskua.

Useimmat aktiivilietteen sisältämät heterotrofiset bakteerit pystyvät hapettomissa olosuhteissa siirtymään happihengityksestä käyttämään nitriitin ja nitraatin sidottua happea soluhengitykseensä. Nämä bakteerit toimivat parhaiten hieman eri olosuhteissa, jonka ansiosta denitrifikaatioreaktion eteneminen ei ole yhtä herkkä

olosuhteiden muutoksille kuin nitrifikaatio. Tärkeimmät vaatimukset denitrifikaation häiriöttömälle toteutumiselle ovat hapettomuus ja riittävä hiilen määrä. (Henze *et al.*, 2002; Rantanen *et al.*, 1999).

### 3.1.3 Anaerobinen ammoniumtypen hapettaminen

Anaerobinen ammoniumtypen hapettaminen on reaktio, joka tapahtuu anoksisissa olosuhteissa. Reaktioita kutsutaan nimellä Anammox. Reaktioissa ammoniumtyyppi yhdistyy nitriittitypen kanssa ekvimolaarisesti muodostaen typpikaasua, nitriitin toimiessa elektronin vastaanottajana. Typpikaasun lisäksi reaktiossa muodostuu hieman nitraattia. Reaktion toteuttavat autotrofiset bakteerit, joten reaktio on täysin autotrofinen. Tämän vuoksi  $\text{NH}_4$  ja  $\text{NO}_2$  voidaan muuttaa typpikaasuksi ilman hiilenlähdettä. (van de Graaf *et al.*, 1995; Mulder *et al.*, 1995; Jetten *et al.*, 1999). Reaktioyhtälö on esitetty stoikiometristen kertoimien kanssa yhtälössä 9. (Strous *et al.*, 1997, 1998).



Kuten yllä olevasta reaktioyhtälöstä 9 voidaan huomata, Anammox-reaktio kuluttaa reaktiossa ammoniumia ja nitriittiä suhteessa 1:1,3. Käsiteltävän jäteveden tulee siis sisältää ammoniumia ja nitriittiä mieluiten juuri tässä suhteessa, jotta reaktio toteutuu mahdollisimman täydellisesti. (Mulder *et al.*, 1995; van de Graaf *et al.*, 1995)

Anammox-reaktiosta ovat vastuussa Planctomycetes-sukuun kuuluvat bakteerit. Anammox-bakteerit ovat erittäin hidaskasvuisia, kahdentumisaajan on todettu olevan 11 vuorokautta ( $0,0027\text{h}^{-1}$ ). (van Dongen *et al.*, 2001a). Maksimaalinen ammoniumin kulutusnopeus on  $45 \pm 5 \text{ nmol/mgprotein/min}$  ja maksimaalinen biomassantuotto on  $0,066 \pm 0,01 \text{ molC/molNH}_4\text{-N}$ . Anammox-bakteereiden fysiologia on ollut monien tutkimusten tarkastelukohteena. On havaittu, että Anammox-bakteerit kasvavat pH välillä 6,4-8,3 ja lämpötilassa 20-43 °C. Suurin aktiviteetti on saavutettu pH arvossa 8 ja 40°C lämpötilassa ( $55 \text{ nmolN}_2/\text{mgprotein/min}$ ). (Egli *et al.*, 2001; Strous *et al.*, 1999).



Anammox-bakteerit ovat erittäin herkkiä liuenneelle hapelle, aivan pieni happipitoisuuden nousu voi aiheuttaa prosessin romahduksen. Lisäksi nitriitin on todettu olevan toksista Anammox.-bakteereille. (Fux *et al.*, 2002) Nitriittipitoisuuden noustessa yli 50-150 mgN/l Anammox-reaktio pysähtyy kokonaan. (Strous *et al.*, 1998; Jie *et al.*, 2005).

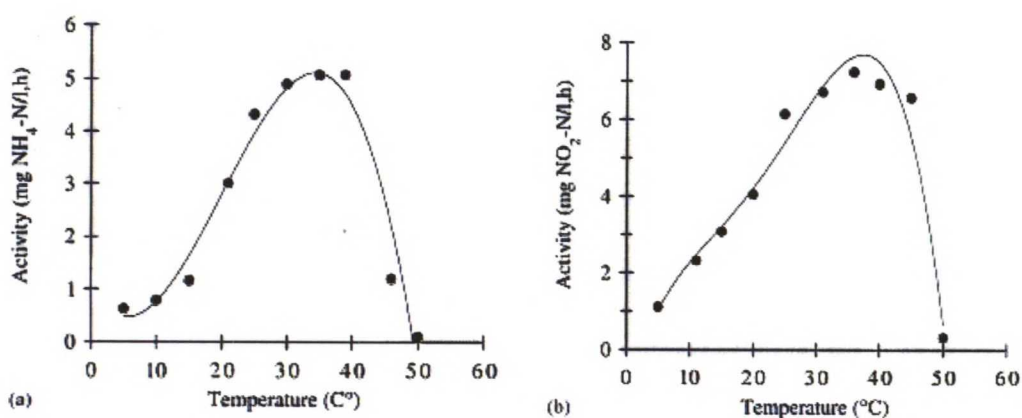
## **3.2 Biologisen typenpoiston reunaehdot**

Biologisessa typenpoistossa tärkeitä vaikuttavia parametreja ovat ympäristötekijät, kuten lämpötila, pH ja liuenneen hapen määrä. Lisäksi substraattipitoisuudet ja erilaiset inhiboijatekijät vaikuttavat typenpoiston onnistumiseen.

### **3.2.1 Lämpötila**

Nitrifikaatiobakteerit ovat mesofiileja ja niiden lämpötilaoptimi on 25 °C:n ja 35 °C:n välillä. Lämpötila vaikuttaa nitrifikaatiobakteereiden kasvunopeuteen hyvin merkittävästi ja siten myös nitrifikaationopeuteen. Lämpötilan laskiessa nitrifikaationopeus hidastuu ja saattaa äärimmillään estää sen. Nitrifikaatiota ei myöskään tapahdu enää termofiilisissä olosuhteissa (50-60°C). (Surampalli *et al.*, 1997, Henze *et al.* 2002).

Nitrosomonas-bakteerien aktivointienergia on 68 kJ/mol ja se on suurempi kuin nitriittiä hapettavien Nitrobacter-bakteerien aktivointienergia, joka on 44 kJ/mol. Tämän vuoksi Nitrosomonas-bakteerit ovat nitriitinhapettajabakteereita riippuvaisempia lämpötilasta. (Schmidt *et al.*, 2003). Nitrosomonas-bakteerien optimilämpötila on 35 °C ja Nitrobacter-bakteerien 38 °C (Kuva 3a ja 3b). (Grunditz ja Dalhammar, 2001).



Kuva 3 Lämpötilan vaikutus a) Nitrosomonas- ja b) Nitrobacter-bakteerien aktiviteettiin (Grunditz & Dalhammar, 2001).

Denitrifikaatio ei ole niin riippuvainen lämpötilasta kuin nitrifikaatioreaktio, sillä denitrifikaation pystyvät toteuttamaan suuri joukko lämpötilavaatimuksiltaan erilaisia bakteereja (Rantanen *et al.*, 1999). Denitrifikaatio voi myös tapahtua termofiilisissä oloissa (50-60 °C). Denitrifikaatiobakteerit ovat herkkiä äkillisille lämpötilavaihteluille, vaikka denitrifikaatiota on havaittu laajalla lämpötila-alueella. Lämpötila riippuvuutta kuvataan usein van't Hoff yhtälöllä (kaava 10) (Henze *et al.*, 2002).

$$\mu_{\max}(T) = \mu_{\max}(20^{\circ}\text{C})^{(\kappa(T-20))} \quad (10)$$

$\mu_{\max}$  [h<sup>-1</sup>, d<sup>-1</sup>]

$\kappa$  [-]

T [°C]

ominaiskasvunopeuskerroin

lämpötila-aktiivisuuskerroin

lämpötila

### 3.2.2 Happipitoisuus

Nitrifikaatiobakteerit ovat heterotrofisia bakteereita herkempiä alhaisille happipitoisuuksille. Maksimaalinen nitrifikaationopeus saavutetaan, kun liuennut happipitoisuus on suurempi kuin 2 mg/l. (Surampalli *et al.*, 1997). Korkean happipitoisuuden ei ole havaittu inhiboivan nitrifikaatiota. Yhden ammoniumtyppigramman täydelliseen hapettamiseen nitraatiksi kuluu noin 4,57 g happea. Happipitoisuuden ollessa pienempi kuin 0,5 mg/l, nitrifikaationopeus laskee huomattavasti. Alhaisen happipitoisuuden on havaittu vaikuttavan enemmän NOB-bakteereihin kuin AOB-bakteereihin, mikä johtuu

nitriitinhapettajabakteerien korkeammasta hapen puolikylläisyysvakiosta ( $K_{O_2,AOB}=0,5-1,0 \text{ mgO}_2/\text{l}$ ,  $K_{O_2,NOB}=0,5-1,5 \text{ mgO}_2/\text{l}$ ). (Henze *et al.*, 2002; Tchobanoglous *et al.*, 2003).

Happipitoisuus on toinen tärkeimmistä denitrifikaation toteutumiseen vaikuttavista tekijöistä. Denitrifikaation aikana täytyy vallita anoksiset olosuhteet. Jos prosessissa on liuennutta happea läsnä, siirtyvät denitrifikaatiobakteerit käyttämään sitä soluhengitykseen ja nitraatti/nitriitti jää denitrifioimatta. Jo  $0,2 \text{ mg/l}$  happipitoisuus hidastaa denitrifikaatiota. (Tchobanoglous *et al.*, 2003).

### 3.2.3 pH

Nitrifikaatiobakteerit ovat herkkiä pH:n vaihteluille. Nitrifikaatio toimii pH:ssa 6-9 ja sen optimi pH-alue on 7,5 ja 8,6 välillä. Nitrifioivat bakteerit saattavat sopeutua myös alhaisimpiin pH-arvoihin, mutta nopeita muutoksia on vältettävä. pH:n laskiessa alle 7 tai noustessa yli 9,8 nitrifikaationopeus laskee alle puoleen optiminopeudestaan (Surampalli *et al.*, 1997). Yleensä pH:ta yritetään ylläpitää 7,0 ja 7,2 välillä, jolloin saavutetaan tarkoituksenmukainen nitrifikaationopeus. (Tchobanoglous *et al.*, 2003). On hyvin todennäköistä, että nitrifikaation pH-riippuvuus liittyy reaktion substraateista ( $\text{NH}_3$  ja  $\text{HNO}_2$ ) aiheutuvaan inhibointi-ilmiöön (kappale 3.2.4).

pH:n vaikutus denitrifikaationopeuteen ei ole yhtä merkittävä kuin sen vaikutus nitrifikaatioon. Denitrifikaatioreaktion optimaalinen pH-alue on 7-9 välillä riippuen paikallisista olosuhteista. Alhaisilla pH-arvoilla ( $<7$ ) on havaittu olevan vaikutusta denitrifikaatiossa tuotettuihin lopputuotteisiin, etenkin typpioksidin ( $\text{N}_2\text{O}$ ) ja typpimonoksidin ( $\text{NO}$ ) muodostumiseen. (Henze *et al.*, 2002).

### 3.2.4 Ammoniakki $\text{NH}_3$ ja typpihapoke $\text{HNO}_2$

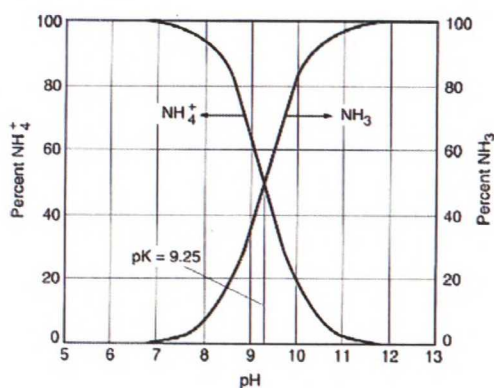
Ammoniumtypen ja nitriittitypen ionisoimattomat muodot ammoniakki ( $\text{NH}_3$ ) ja typpihapoke ( $\text{HNO}_2$ ) ovat nitrifikaatiobakteerien substraatteja, mutta liian suurina pitoisuuksina ne alkavat inhiboida ammoniumin ja nitriitin hapettumista ts. nitritaatiota ja nitraatiota. Ammoniakin ja typpihapokkeen esiintyminen riippuu suureksi osaksi pH:sta, koska pH vaikuttaa yhdisteiden tasapainoyhtälöihin.



(Henze *et al.*, 2002; Tchobanoglous *et al.*, 2003). Ammoniakkityppi esiintyy nestefaasissa joko ammoniumionina ( $\text{NH}_4^+$ ) tai ammoniakkina ( $\text{NH}_3$ ) riippuen vallitsevasta pH:sta. Ammoniakin ja ammoniumionin tasapainoyhtälö on esitetty yhtälössä 11. Tasapainoyhtälöstä nähdään, että pH:n kohottaminen siirtää tasapainoa oikealle, joka tarkoittaa ammoniakin, eli nitritaation substraatin, konsentraation kasvua. Vastaavasti pH:n aleneminen siirtää tasapainoa vasemmalle, ammoniumionin suuntaan.



Ammoniakki on kokonaan ammoniumioneina neutraaliin pH:n asti, mutta siitä eteenpäin ammoniakin osuus alkaa kasvaa. pH:n noustessa yli 8,5, kasvaa ammoniakin osuus merkittävästi lämpötilan ollessa 20-40 °C ja pH ylittäessä 9,25 arvon on ammoniakin osuus jo suurempi kuin ammoniumin. (Tchobanoglous *et al.*, 2003; Obernosterer, 2001). Kuvassa 4 on esitetty  $\text{NH}_3$  ja  $\text{NH}_4^+$  tasapaino pH:n funktiona.



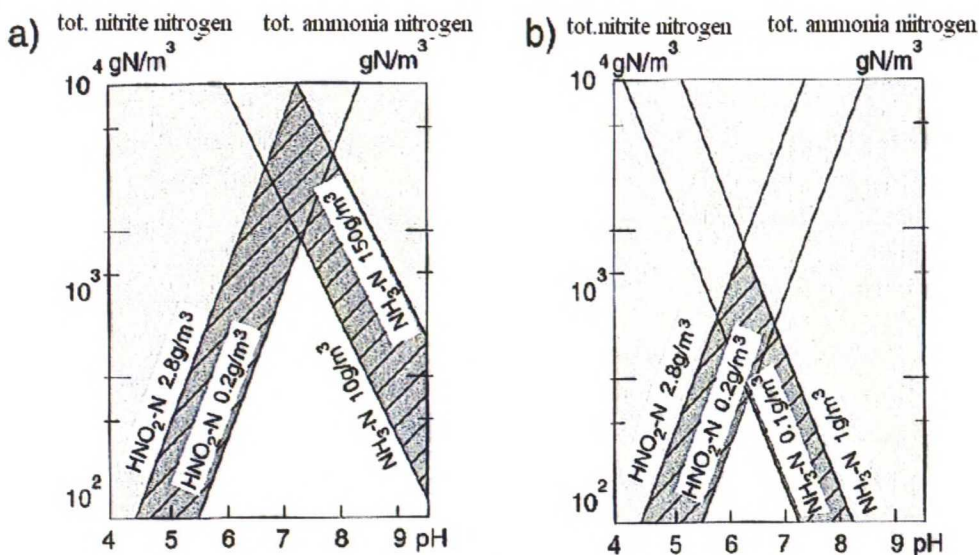
Kuva 4  $\text{NH}_3$  ja  $\text{NH}_4^+$  tasapaino pH:n funktiona (Tchobanoglous *et al.*, 2003).

Kuvassa 5 on esitetty nitrifikaatio osareaktioiden inhiboituminen ammoniakin ja typpihapokkeen sekä pH:n funktiona. 5a-kuvassa kuvataan ammoniumtyypen hapettumisen eli nitritaation inhiboitumista ja 5b-kuvassa nitriittityypen hapettumisen eli nitrataation inhiboitumista. Anthonisenin *et al* (1976) mukaan ammoniakkipitoisuuden ylittäessä 10  $\text{mgNH}_3\text{-N/l}$ , alkaa ammoniumtyypen hapettuminen osittain inhiboitua. Pitoisuuden ollessa yli 150  $\text{mgNH}_3\text{-N/l}$ , on ammoniumtyypen hapettuminen täysin inhiboitunut. Typpihapoke alkaa hidastaa



ammoniumtypen hapettumista, kun pitoisuus on yli 0,2 mgHNO<sub>2</sub>-N/ l ja sen noustessa yli 2,8 mgHNO<sub>2</sub>-N/l ammoniumtypen hapettuminen inhiboituu täysin. (Kuva 5a).

Nitritaatio ja nitrataatio -reaktiot hidastuvat ja inhiboituvat samoilla HNO<sub>2</sub>-pitoisuuksilla, mutta NH<sub>3</sub> inhiboi nitrataatiota paljon alhaisemmilla pitoisuuksilla kuin nitritaatiota. Jo 0,1 mgNH<sub>3</sub>-N/l hidastaa nitrataatiota ja reaktio inhiboituu täysin, kun pitoisuus nousee yli 1 mgNH<sub>3</sub>-N/l. Kuvasta 5b nähdään, että nitriitin hapettuminen alkaa osittain inhiboitua jo pH-arvossa 7,3 ja pH:n noustessa yli 8,2 on nitriitin hapettuminen nitraatiksi täysin inhiboitunut. (Anthonisen *et al.*, 1976; Henze *et al.*, 2002).



Kuva 5 a) Ammoniumtypen hapettumisen inhiboituminen b) nitriitin hapettumisen inhiboituminen (Henze *et al.*, 2002).

### 3.2.5 Hiilenlähde

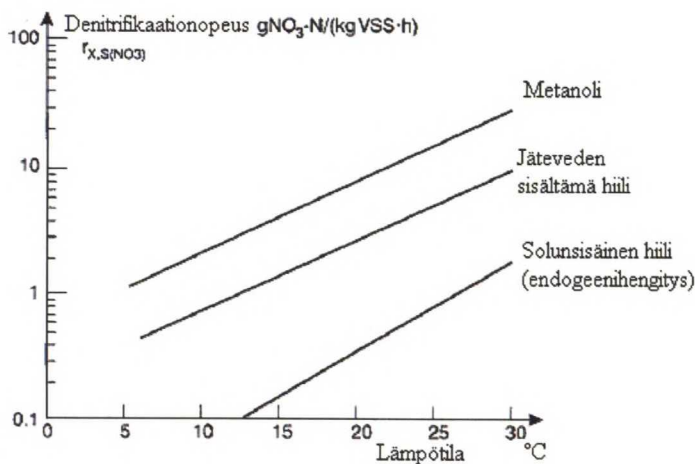
Nitrifikaatioreaktio ei kuluta orgaanista hiiltä, koska se on autotrofinen prosessi. Alhainen orgaanisen aineksen määrä suhteessa typen määrään on nitrifioiville bakteereille edullinen, sillä niiden määrä kasvaa COD/N -suhteen alentuessa. Jos suhde on nitrifikaatioprosessissa liian suuri, aiheuttaa se nitrifikaatioreaktion heikentymisen, koska nitrifioivat bakteerit eivät siedä korkeaa orgaanisten aineiden pitoisuutta. Nitrifikaatiobakteerit viihtyvät siellä, missä pääosa jäteveden

orgaanisesta aineksesta on jo hapetettu epäorgaaniseksi hiilidioksidiksi, jota ne tarvitsevat energianlähteeksi. (Tchobanoglous *et al.*, 2003; Salkinoja-Salonen *et al.*, 2002)

Denitrifikaatioreaktion jokainen pelkistysvaihe kuluttaa COD:ta. Denitrifikaatioprosessiin joudutaan lisäämään hiilenlähdettä, jos käsiteltävä jätevesi ei sisällä riittävästi orgaanista hiiltä bakteerien käyttöön. Denitrifikaatioreaktiossa hiilenlähteenä voidaan käyttää ns. sisäistä hiiltä, kuten käsittelemättömän jäteveden sisältämää tai endogeenisen hajoamisen tuottamaa orgaanista ainesta, tai ns. ulkoista hiililähdettä, kuten metanolia, glukoosia tai asetaattia. Sisäisen hiililähteen käytön etuja ovat edullisuus ja samanaikainen laitoksen BOD<sub>7</sub>-kuorman pieneneminen sekä vähäisempi lietteen tuotanto.

Denitrifikaatioreaktioon tarvittava COD/N-suhde vaihtelee käytetyn hiililähteen mukaan. Käytettäessä metanolia hiilenlähteenä tarvittava stoikiometrinen COD/N-suhde on 2,86. Jos denitrifikaatiota edeltävä nitrifikaatioprosessi on keskeytetty nitriittimuotoon, jää denitrifikaation ensimmäinen vaihe pois ja reaktion hiilen tarve on perinteistä prosessia pienempi. Käytettäessä metanolia hiilenlähteenä nitriitin toimiessa elektronin vastaanottajana tarvittava stoikiometrinen COD/N-suhde on 1,71 gCH<sub>3</sub>OH/gNO<sub>2</sub>-N, kun lietteen tuotantoa ei oteta huomioon. Lietteen tuotanto mukaan lukien COD-tarpeen oletetaan olevan 2,4 g COD<sub>Cr</sub>/g NO<sub>2</sub>-N. (Galí, 2006; Henze *et al.*, 2002; Ruiz *et al.*, 2003; Tchobanoglous *et al.*, 2003).

Denitrifikaationopeus riippuu hiililähteestä ja biomassan määrästä. Helposti hajoavilla orgaanisilla yhdisteillä (esim. metanoli) saavutetaan suurempi denitrifikaationopeus kuin vaikeammin hajoavilla yhdisteillä. Denitrifikaationopeus on hitain, kun käytetään solujen sisältämää ravintosisältöä (endogeenihengitys). Kuvassa 6 on esitetty denitrifikaationopeus lämpötilan funktiona eri hiililähteillä. (Henze *et al.*, 2002; Karttunen *et al.*, 2004).



Kuva 6 Denitrifikaationopeus eri hiililähteillä (Henze *et al.*, 2002).

### 3.2.6 Muut inhiboiijat

Nitrifioivat bakteerit ovat herkkiä ympäristötekijöiden muutosten lisäksi monille orgaanisille ja epäorgaanisille yhdisteille. Pienikin inhibitio voi estää nitrifikaation kokonaan. Toksisimmat yhdisteet nitrifikanteille ovat syanidi, fenoli, aniliini ja raskasmetallit, kuten elohopea, nikkeli, kromi ja kupari. (Tchobanoglous *et al.*, 2003).

## 3.3 Sovellukset rejektivesien käsittelyyn

Viime vuosikymmenten aikana jätevedenpuhdistamoiden sisällä kiertävän, hydraulisesti pienen, mutta erittäin typpipitoisen sivuvirran erilliskäsittely on saanut paljon huomiota. Uudet lainsäädännöt koskien jätevedenpuhdistamoiden puhdistusvaatimuksia typpikuorman osalta ovat lisänneet tutkimusintoa uusien strategioiden kehittämisessä. (Constantine *et al.*, 2005; Kollbach, 1996; Paredes *et al.*, 2007; van Loosdrecht ja Salem, 2005). Rejektivesien erilliskäsittelyyn on kehitteillä monia käsittelymenetelmiä. Menetelmien tarkoituksena on poistaa rejektiveden sisältämä typpi ennen rejektiveden yhdistämistä takaisin puhdistamon alkuun. Ammoniumtyppirikkaan ja lämpimän rejektiveden erilliskäsittely on havaittu tehokkaammaksi menetelmäksi kuin rejektiveden laimentaminen suoraan pääprosessin tulovirtaamaan. (Jones *et al.*, 2007). Jätevedenpuhdistamo, jossa on toteutettu lietteen mädätys, rejektiveden erilliskäsittely on lupaava vaihtoehto laitoksen biologisen prosessiosan laajennukselle. Rejektin erilliskäsittelyn avulla saadaan pääprosessin biologisen



osan sisäiseen kiertoon menetettyä typenpoistokapasiteettia takaisin ja sillä voidaan saavuttaa merkittäviä kustannussäästöjä. (Fux *et al.*, 2003; van Kempen *et al.*, 2001).

Typenpoiston käsittelymenetelmän valinnassa otetaan huomioon menetelmän kustannukset, energia- ja kemikaalitarve, prosessin käyttövarmuus ja ympäristövaikutukset. Yleisesti parhaan vaihtoehdon valinta perustuu kustannustehokkuuteen. Kuitenkin käytännössä valinta biologisen ja fysikaalis-kemiallisen menetelmän välillä tehdään käsiteltävän jäteveden pitoisuuksien mukaan. Kokonaisammoniumtyppipitoisuuden ( $\text{TAN}=\text{NH}_3+\text{NH}_4^+$ ) ollessa alle 100 mgTAN/l, kustannustehokkaimpana typenpoistomenetelmänä pidetään perinteistä biologista typenpoistoa. Pitoisuuden ollessa 100-5000 mgTAN/l suositetaan yleensä edelleen biologisia typenpoistomenetelmiä, vaikka ammoniumitypen strippaus- ja magnesium-ammonium-fosfaatti-prosessit ovat myös käyttökelpoisia menetelmiä. Ne eivät ole kuitenkaan kustannustehokkaita (Priestley *et al.*, 1997; Siegrist, 1996; Janus ja Van der Roest, 1997). Tällaisille väkeville ammoniumtyppipitoisille jätevesille on viime vuosikymmenen aikana kehitetty monia uusia biologisia typenpoistoprosesseja, kuten Sharon-, Anammox- ja yhdistetty nitritaatio-Anammox -prosessi (Paredes *et al.*, 2007).

Ammoniumtyppipitoisuuden ollessa yli 5000 mgTAN/l, on typenpoistomenetelmänä teknisesti ja taloudellisesti tehokkainta käyttää fysikaalis-kemiallisia menetelmiä, kuten ilma/höyry strippaus- ja magnesium-ammonium-fosfaatti -prosessia. (Altinbas, *et al.*, 2002; Li *et al.*, 1999; Münch *et al.*, 2001; Teichgräber ja Stein, 1994).

### **3.3.1 Rejektiveden ominaisuudet**

Lietteen mädätyksessä syntyvä rejektivesi on erittäin väkevää ammoniumitypen osalta. Sen ammoniumtyppipitoisuus on suuri (600-1000 mgNH<sub>4</sub>-N/l), koska mädätyksen aikana orgaaninen aine muuttuu biokaasuksi ja lietteeseen sitoutunut typpi vapautuu liukoiseen muotoon. Rejektivedelle on ominaista alhainen biohajoavan orgaanisen aineksen pitoisuus (COD<sub>Cr</sub>), koska anaerobisen käsittelyn jälkeen suurin osa orgaanisesta aineksesta on vaikeasti hajoavassa muodossa

(Teichgräber ja Stein, 1994; Yalmaz ja Öztürk 2001). Tällöin rejektin COD/N - suhde on alhainen. Rejektiveden bikarbonaatin ja ammoniumtypen suhde on yleensä 1,1-1,2:1. (Hellings *et al.*, 1998; Fux, 2003).

Mesofiilisesti mädätetystä lietteestä erotetun rejektin lämpötila on tyypillisesti noin 30 °C ja pH 8,1-8,4 (Hellings *et al.*, 1998). Rejektivesi kierrätetään yleensä käsittelemättömänä puhdistamon alkuun ja sen osuus koko puhdistamon jätevesivirrasta on noin 1 %. Rejektiveden typpikuorma vastaa jopa 15-30 % koko laitoksen typpikuormasta. Tämän vuoksi rejektivedellä on merkittävä vaikutus pääpuhdistusprosessin typpikuormaan ja siten koko laitoksen typenpoistotehokkuuteen. (Constantine, 2006; Phillips *et al.*, 2006; Strous *et al.*, 1997 yms.).

### **3.3.2 Nitrifikaatio-denitrifikaatio**

Yksi mahdollinen biologinen typenpoistomenetelmä on perinteinen nitrifikaatio-denitrifikaatio -prosessi. Nitrifikaatio- ja denitrifikaatio-menetelmät voi yhdistää monella tavalla (Teichgräber ja Stein, 1994). Kun nitrifikaatio on ennen denitrifikaatiota, on kyseessä ND-prosessi. Tällöin denitrifikaatioon on lisättävä orgaanista hiiltä, koska jäteveden sisältämä orgaaninen aines on jo kulutettu aerobisessa nitrifikaatiovaiheessa. Prosessit voidaan yhdistää myös siten, että denitrifikaatio on ennen nitrifikaatiota (DN-prosessi), jolloin jäteveden sisältämä hiili tulee myös hyödynnetyksi. Tällöin nitrifikaatiossa syntyvä nitraatti täytyy kierrättää takaisin denitrifikaatiovaiheeseen, jossa se pelkistetään alkuaine typeksi.

Perinteisen aktiivilieteprosessin käytön etuja ovat puhdistamohenkilökunnan aikaisempi kokemus prosessista ja sen hyvä tuntemus. Tämä prosessi ei kuitenkaan ole parhaiten soveltuva erilliskäsittelymenetelmä rejektiveden typenpoistoon, johtuen rejektiveden väkevästä ammoniumtyppipitoisuudesta ja alhaisesta helposti biohajoavan hiilen määrästä, minkä vuoksi prosessi vaatii suuren lisähiilen syötön (Cema *et al.*, 2006). Lisäksi nitrifikaatio-denitrifikaatio -prosessissa täytyy rajoittaa syötettävän rejektin kiintoainepitoisuutta, muuten nitrifikaation vaatimaa lieteikää ei saavuteta. Prosessin syötetyn rejektin kiintoainepitoisuus täytyy olla välillä 50-200mg/l. Myös yli 35 °C lämpötiloja tulee välttää, jotta voidaan ehkäistä nitrifikaatiobakteerien terminen hajoaminen



prosessissa. (Teichgräber ja Stein, 1994). Coughenour *et al.* (2002) on tutkinut perinteisen nitrifikaatio-denitrifikaatio -prosessin soveltuvuutta rejektinveden erilliskäsittelyyn sekä verrannut perinteisen prosessin tehokkuutta nitritaatio-denitrifikaatio -prosessiin.

### 3.3.3 Sharon

Sharon (Single reactor High activity Ammonia Removal Over Nitrite)-prosessi on kehitetty 1990-luvulla Alankomaissa Delftin Teknillisessä korkeakoulussa. Menetelmä sopii erityisesti väkevien ammoniumtyypipitoisten jätevesien, kuten rejektiveden, kaatopaikalta muodostuvien suodosvesien ja karjatalouden jätevesien erilliskäsittelyyn. (Hellinga *et al.*, 1998; Notenboom *et al.*, 2002; Phillips *et al.*, 2006).

Sharon-menetelmä on tehokas typenpoistomenetelmä osittaisen nitrifikaation ja denitrifikaation avulla. Ominaista prosessille on korkea operointilämpötila (30-35°C) ja hyvin lyhyt lietteen viipymä (1-3 d). (Hellinga *et al.*, 1998; van Dongen *et al.*, 2001a; van Hulle *et al.*, 2004). Prosessin ensimmäisessä vaiheessa tapahtuu osittainen nitrifikaatio eli ammoniumtyppi hapetetaan nitriitiksi (kaava 2). Toisessa vaiheessa tuotettu nitriittityppi denitrifioidaan alkuainetypeksi (kaava 11). Nitriittitypen edelleen hapettuminen nitraatiksi (kaava 3) on pyritty estämään. (van Dongen *et al.*, 2001a; Pollice *et al.*, 2002; Yoo *et al.*, 1999). Jotta osittainen nitrifikaatio on mahdollista toteuttaa, on välttämätöntä alentaa nitriitinhapettajabakteerien (NOB) aktiivisuutta kuitenkin alentamatta ammoniuminhapettajabakteerien (AOB) aktiivisuutta. Tämä voidaan toteuttaa muodostamalla AOB-bakteereille suotuiset kasvuolosuhteet. (Jenicek *et al.*, 2004; Mulder *et al.*, 2006; Ruiz *et al.*, 2003)

Sharon-prosessissa käytetään hyväksi ammoniumia ja nitriittiä hapettavien bakteerien erisuuruisia kasvunopeuksia eri lämpötiloissa. Prosessiolosuhteet valitaan siten, että nitriitinhapettajabakteerit huuhtoutuvat pois prosessista ja ammoniuminhapettajabakteerit denitrifikaatiobakteerien kanssa säilyvät systeemissä. Prosessin etuja ovat mahdollisuus pienentää nitrifikaation hapentarvetta jopa 25 %:lla ja denitrifikaation lisähiilentarvetta 40 %:lla



perinteiseen biologiseen typenpoistoon verrattuna. Säästöt syntyvät nitrifikaation keskeytyksestä nitriittimuotoon ja denitrifikaatiovaiheen yhden pelkistysreaktion pois jäämisestä. Prosessilla on siis mahdollisuus saavuttaa säästöjä ilmastusenergian ja ulkoisen hiililähteen kustannuksissa. Lisäksi prosessin etuja ovat denitrifikaation kasvanut reaktionopeus ja laitoksen pienentynyt lietteen tuotanto, joka voi pienentyä jopa 300 %:lla. (Hellinga *et al.*, 1998; Mulder *et al.*, 2001; Pollice *et al.*, 2002).

Sharon-prosessi on ensimmäinen onnistunut menetelmä, jossa nitrifikaatio ja denitrifikaatio on saatu aikaan nitriitti välituotteena pysyvissä prosessiolosuhteissa. (Hellinga *et al.*, 1998; Jaroszynski *et al.*, 2005; Surmacz-Górska *et al.*, 1997). Prosessi eroaa muista biologisista jäteveden käsittely prosesseista lietteen kierrätyksen puuttumisen vuoksi. Lietteen tuotto ja sen huuhtoutuminen prosessista ovat tasapainossa. Tämä tarkoittaa käytännössä, että prosessin hydraulinen viipymä (HRT) ja lieteikä (SRT) ovat yhtä suuret. Lietteen lyhyen viipymän vuoksi prosessi ei vaadi niin suurta reaktorin tilavuutta kuin perinteinen typenpoistoprosessi. Sharon-prosessi voidaan toteuttaa jatkuva-toimisessa täyssekoitusreaktorissa (CSTR) tai panostoisessa reaktorissa (SBR). (Fux *et al.*, 2003).

Kappaleessa 4 on käsitelty tarkemmin Sharon-prosessiin vaikuttavia parametreja ja täyden mittakaavan laitoksia.

### **3.3.4 Anammox**

Anammox on uusi biologinen prosessi, jota pidetään merkittävänä läpimurtona typenpoistossa. Anammox on erittäin kustannustehokas ja kestävä kehitystä tukeva menetelmä, joka poistaa typpeä erittäin ammoniumtyppipitoisista jätevesistä. (Strous *et al.*, 1997; Wett *et al.*, 1998; van Dongen *et al.*, 2001b). Kaavassa 9 on esitetty prosessissa tapahtuva biologinen reaktio. Verrattaessa Anammox-prosessia perinteiseen DN-prosessiin ovat Anammoxin käyttökustannukset ja tilantarve pienemmät. Prosessilla saavutetaan jopa 90 % säästö käyttökustannuksissa ja lisäksi  $N_2O$  päästöt vähenevät merkittävästi (van Loosdrecht ja Salem, 2005). Käyttökustannukset pienenevät, koska prosessi on

täysin autotrofinen, eikä siihen sen vuoksi tarvita hiilenlähdettä kuten perinteisessä denitrifikaatiossa. Lisäksi ilmastuskustannukset ovat pienemmät, koska ammoniumtypestä vain puolet täytyy hapettaa nitriitiksi ennen Anammox-prosessiin saapumista. Prosessin etu on myös alhainen biomassantuotanto, jonka vuoksi lietteen pidätys tulee olla hyvin järjestetty. (van de Graaf *et al.*, 1995, Mulder *et al.*, 1995). Prosessin huono puoli on sen erittäin hidas käynnistyminen. Ensimmäisen täyden mittakaavan laitoksen käynnistäminen kesti yli 3 vuotta, mutta viimeisimpien laitosten käyttöönotto on sujunut nopeammin (3-6 kk). Ensimmäisen Anammox-prosessisovelluksen käynnistämistä hidasti kokemuksen puute sekä Anammox-siemenlietteen puuttuminen. Ensimmäinen täyden mittakaavan laitos käynnistettiin vuonna 2002 Sluisjesdijk'in laitoksella, Rotterdamissa, Hollannissa. (Abma *et al.*, 2007; van der Star *et al.*, 2007).

Anammox-prosessi voidaan toteuttaa yhdessä reaktorissa tai kahden reaktorin sovelluksena. Anammox-prosessia ei voida toteuttaa ilman esiprosessia, jossa muodostuu nitriittiä, koska reaktio vaatii ammoniumtyypeä ja nitriittiä voidakseen toteutua. (Paredes *et al.*, 2007; Siegrist *et al.*, 2008; Zhang *et al.*, 2008). Anammox-bakteerien hitaan kasvun vuoksi biofilmi systeemejä ja panostoimisia reaktoreita (SBR) suositaan prosessisovelluksissa. Seuraavissa kappaleissa on esitetty kaksi mahdollista Anammox-prosessisovellusta, joista ensimmäinen on kahden reaktorin ja toinen yhden reaktorin sovellus.

### 3.3.5 Sharon-Anammox -prosessi

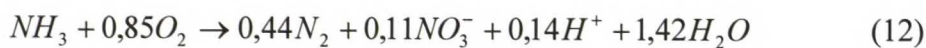
Sharon-Anammox -prosessi tapahtuu kahdessa eri reaktorissa, joista ensimmäinen on jatkuvasti ilmastettu. Prosesseja voidaan operoida erikseen. Sharon-reaktorissa puolet tulevan jäteveden ammoniumtypestä hapetetaan nitriitiksi. (Gut *et al.*, 2005). Näin saadaan tuotettua optimaalinen  $\text{NH}_4\text{:NO}_2$  -suhde jälkimmäiseen Anammox-vaiheeseen. Oikean  $\text{NH}_4\text{:NO}_2$  -suhteen saavuttamiseen ei tarvita erillistä pH:n säätöä, koska käsiteltävä jätevesi sisältää juuri sen verran alkaliteettiä, että puolet ammoniumtypestä on mahdollista hapettaa nitriitiksi. (Jetten *et al.*, 2002, Galí *et al.*, 2007). Sharon-Anammox -prosessin kontrolloinnissa tulee kiinnittää erityistä huomiota anammox-reaktorissa olevaan

nitriittipitoisuuteen, koska nitriitti inhiboi Anammox-bakteereita liian suurina pitoisuuksina (Fux, *et al.*, 2002).

Sharon-Anammox -prosessilla saavutetaan 50 %:n säästö vaaditusta ilmastustarpeesta verrattuna perinteiseen nitrifikaatio-denitrifikaatio prosessiin. Lisäksi koko prosessi on autotofinen, eli typenpoisto suoritetaan ilman lisähiilenlähdettä, josta seuraa myös huomattava kustannussäästö. Sharon-Anammox -prosessilla on saavutettu 95 % ammoniumtyppireduktio ja 90 % kokonaistyppireduktio. (Abma *et al.*, 2006). Monet tutkijat ovat saavuttaneet vakaasti ja tehokkaasti toimivan Sharon-Anammox -prosessin (Caffaz, *et al.* 2005; Gut, *et al.*, 2005; Siegrist, *et al.*, 2009).

### 3.3.6 Yhdistetty nitritaatio-Anammox

Yhdistetty nitritaatio-Anammox -prosessi on sovellus nitritaatiosta ja Anammox:ista, jotka toteutetaan yhdessä reaktorissa. Prosessissa ammoniumtyppi muunnetaan rajoitetussa happipitoisuudessa typpikaasuksi. Prosessin reaktioyhtälö on esitetty yhtälössä 12.



Typenpoiston reaktiot, aerobinen ja anaerobinen ammoniumtypen hapettuminen, tapahtuvat samanaikaisesti. Tämä on mahdollista, koska bakteerit kasvavat samassa biofilmissä kiinteän kantaja-aineen pinnalla kerroksina. Biofilmin hapellisessa, uloimmassa kerroksessa, dominoivat ammoniuminhapettajabakteerit (nitrosomonas-bakteerit), joiden tuottama nitriitti tunkeutuu syvemmälle biofilmin anoksiseen oloihin. Anoksisissa oloissa ammonium- ja nitriittityppi reagoivat Anammox-bakteerien avulla muodostaen typpikaasua. (Hao *et al.* 2002). Prosessissa syntyy typpikaasun lisäksi nitraattia, joka syntyy Anammox-reaktion yhteydessä anoksisissa oloissa eikä aerobisissa oloissa nitriitin hapettajien toiminnasta, joita ei edes ole prosessissa. (Sliekers *et al.*, 2002).



Prosessin typenpoistotehokkuuteen vaikuttavat eniten liuenneen hapen pitoisuus ja ammoniakin konsentraatio. Prosessin rajoittava tekijä on havaittu olevan Nitrosomonas-bakteerit, koska niiden tehtävänä on sekä ehkäistä hapen diffuusio biofilmin sisempiin kerroksiin että myös tuottaa nitriittiä Anammox-bakteereiden käyttöön. Lisäksi Gibbs'in energia laskelmien mukaan, Anammox-bakteerien tulisi olla suorituskyykyisempiä kuin Nitrosomonas-bakteerien. (Nielsen *et al.*, 2005).

Ruotsissa Himmerfjärden jätevedenpuhdistuslaitoksella on testattu yhdistettyä nitritaatio-Anammox -prosessia pilot-mittakaavassa (Cema *et al.*, 2006). Tutkimuksessa saavutettiin prosessilämpötilassa 25 °C maksimaaliseksi typenpoistonopeudeksi 1,92 gN/m<sup>2</sup>d (keskiarvo 1,45 gN/m<sup>2</sup>d) (Szatkowska *et al.*, 2007).

Yhdistetystä nitritaatio-Anammox -prosessista käytetään myös nimeä ”CANON” hollantilaisten tutkijoiden mukaan, ”deammonification” varsinkin saksankielisten tutkijoiden keskuudessa (Helmer ja Kunst, 1998; Hippen *et al.*, 1997; Rosenwinkel *et al.*, 2005; Seyfried *et al.*, 2002) ja SNAP (single-stage nitrogen removal using Anammox and partial nitritation) japanilaisten tutkijoiden mukaan (Furukawa *et al.* 2006).

### 3.3.7 Fysikaalis-kemialliset menetelmät

#### MAP (magnesium-ammonium-fosfaatti)-saostus

MAP(magnesium-ammonium-fosfaatti)-saostusmenetelmällä rejektivesien käsittely on erittäin kallis ammoniumtypenpoistoprosessi johtuen tarvittavista kemikaaleista, MAP-lietteen veden erotuksesta ja lietteen kuivauksesta (Siegrist, 1996). MAP-prosessissa poistetaan ammoniumtyyppi muodostamalla magnesiumin ja fosfaatin avulla liukenematon magnesium-ammonium-fosfaatti-suola MgNH<sub>4</sub>PO<sub>4</sub>, joka voidaan erottaa prosessista. (Siegrist, 1996; Li *et al.*, 1999). Magnesiumia ja fosfaattia ei ole rejektivedessä tarpeeksi suhteessa ammoniumtypen määrään ja sen vuoksi kyseisiä kemikaaleja on lisättävä prosessiin. Prosessi vaatii myös pH:n säädön toimiakseen. Rejektiveden pH säädetään 8,5-10 välille, jonka jälkeen MAP-kiteitä alkaa muodostua, koska

MAP:in liukoisuustulo ylittyy. Saostuneet kiteet laskeutuvat gravitaation vaikutuksesta ja ne voidaan poistaa prosessista. menetelmässä tapahtuva reaktioyhtälö on esitetty yhtälössä (13). (Höhndorf, 2003).



Janus ja Van der Roestin (1997) ovat saavuttaneet MAP-prosessilla 90 % ammoniumtyppireduktion. Prosessissa muodostunut MAP-suola voidaan hyötty käyttää lisäaineena kompostointiin, puutarhan kasvualustaan tai kuivattuun lietteeseen, sillä se koostuu vastaavanlaisesta yhdistelmästä magnesiumia, fosforia ja typpeä, kuin kaupalliset lannoitteet.

MAP-prosessista on kehitetty myös prosessisovellus nimeltä CAFR (Chemische Ammonium Fällung und Rückführung), jossa osa muodostuneesta MAP-suolasta kierrätetään käsittelyn jälkeen uudelleen prosessiin. Magnesium-vety-fosfaattiyhdisteen kierrätystä rajoittaa kuitenkin MAP-lietteeseen kiinnittyneet epäpuhtaudet, minkä vuoksi kierrätyslietteen lisäksi prosessiin täytyy lisätä magnesiumia ja fosfaattia. CAFR-prosessista ei ole vielä tehty suuremman mittakaavan kokeiluja käytännön ongelmien vuoksi. Suurin ongelma on ammoniakkin siirtyminen takaisin prosessiin magnesiumin ja fosfaatin mukana. (Janus ja Van der Roest, 1997).

Molemmissa MAP- ja CAFR-prosesseissa suurimmat ongelmat aiheutuivat kalkkisaostumista, jotka hankaloittavat pH:n säätöä. MAP-menetelmä soveltuu paremmin teollisuusjätevesien käsittelyyn kuin rejektiveden erilliskäsittelyyn. (Altinbas *et al.*, 2002).

### **Ammoniakin strippaus**

Ammoniumtyppi voidaan poistaa rejektivedestä myös strippaamalla sitä nestefaasista kaasufaasiin esimerkiksi ilmalla tai höyryllä. Menetelmät ovat hyvin samanlaisia. Merkittävä ero menetelmien välillä on prosessilämpötila.

Ammoniumintypenpoisto höyrystrippauksella vaatii vähintään 95°C lämpötilan. (Teichgräber ja Stein, 1994).

Ennen ammoniumin strippausta rejektiveden pH täytyy nosta yli 10, jotta liukoisena oleva ammoniumtyppi muuttuu ammoniakiksi. pH:n säädössä käytetään joko natriumhydroksidia NaOH tai kalsiumhydroksidia  $\text{Ca(OH)}_2$ . Lisäksi pH noston vuoksi muodostuneet suuret lieteflokit ja saostunut kalsiumkarbonaatti  $\text{CaCO}_3$  pitää poistaa prosessista ennen ammoniakin strippausta. (Höhndorf, 2003). Prosessista vapautunut ammoniakki sidotaan esimerkiksi rikkihapolla ammoniumsulfaatiksi  $((\text{NH}_4)_2\text{SO}_4)$ . Ammoniakin liukoisuus veteen lisääntyy lämpötilan laskiessa, joten alhaisemmissa lämpötiloissa tarvitaan enemmän kaasua saman puhdistustuloksen saavuttamiseksi. (Teichgräber ja Stein, 1994; Siegrist, 1996). Jos ammoniakin poistotehokkuus on heikko, lisäilman syöttö saattaa parantaa tehokkuutta. Ammoniumtypen poisto ilmastrippauksella on hyvin riippuvainen lämpötilasta, laitteiston koosta ja mittasuhteista sekä ilma-vesi-yhdistelmän tehokkuudesta. (Tchobanoglous *et al.*, 2003; Phillips *et al.*, 2006).

Ammoniakin strippausmenetelmät ovat biologisia menetelmiä kalliimpia, monimutkaisen prosessin ja syntyvän ammoniumsulfaattiliuoksen jälkikäsittelyn takia. Näistä kahdesta strippausmenetelmästä höyrystrippaus todettiin taloudellisemmaksi vaihtoehdoksi poistaa ammoniumtyppeä rejektivedestä. Höyrystrippauksella on saavutettu yli 90 %:n ammoniumtypen poistotehokkuus. (Teichgräber ja Stein, 1994).

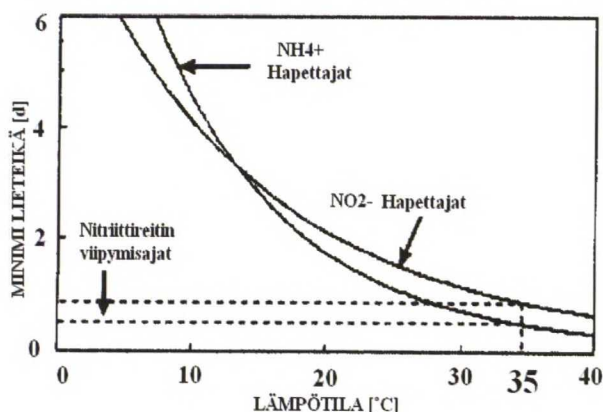


## 4 SHARON-PROSESSIN PERUSTEET

### 4.1 Prosessin reunaehdot

#### 4.1.1 Lämpötila

Yleisesti jätevedenpuhdistamoilla prosessiveden lämpötila vaihtelee Suomessa 5-20 °C välillä. Tällöin nitriitin hapettajat kasvavat nopeammin kuin ammoniumin hapettajat, minkä vuoksi ammoniumtyppi hapettuu täysin nitraattitypeksi. Rejektiveden lämpötila vaihtelee usein 25-35 °C välillä. Kuvassa 7 on esitetty lämpötilan vaikutus ammonium- ja nitriitinhapettajabakteerien viipymään, joka on kasvunopeuden käänteisluku. Bakteerien kasvunopeus vaihtuu päinvastaiseksi lämpötilan noustessa. Prosessilämpötilan noustessa yli 15 °C ammoniumin hapettajien kasvunopeus on nopeampi kuin nitriitin hapettajien. Noin 35 °C:ssa ammoniuminhapettajabakteerien kasvunopeus on jo kaksi kertaa nopeampi kuin nitriitinhapettajabakteerien kasvunopeus.

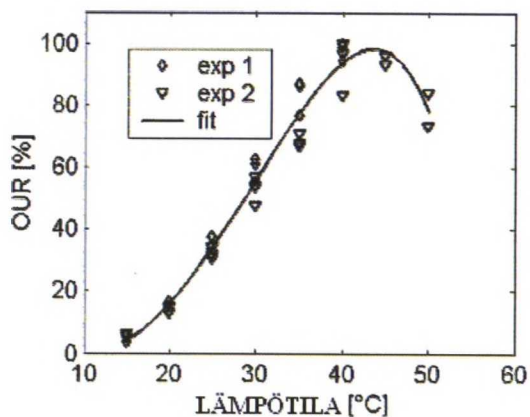


Kuva 7 Lämpötilan vaikutus ammoniumin- ja nitriitinhapettajabakteerien viipymään prosessissa (Hellinga *et al.*, 1998).

Lämpötilan ja viipymän kautta voidaan vaikuttaa nitriitin hapettajien poistumiseen prosessista. Optimaaliseksi prosessilämpötilaksi on valittu 35 °C, jotta tasapainoinen nitriitin muodostumisprosessi voidaan saavuttaa. Tällöin ammoniuminhapettajabakteerien ominaiskasvunopeus on 2,1 d<sup>-1</sup>. Käytännössä prosessi toimii hyvin, kun lämpötila on 30-40 °C välillä. Täyden mittakaavan laitoksessa on saavutettu jopa 42 °C lämpötila. Sharon-prosessin korkea lämpötila

ja ammoniumtyypen hapettajien nopea kasvunopeus myötävaikuttavat prosessin stabiilisuuteen ja hallittavuuteen. (Hellings *et al.*, 1998).

Sharon-organismien lämpötilariippuvuutta on tutkittu hapenkulutuskokeilla (Hellings *et al.*, 1998; Van Hulle *et al.*, 2004). Sharon-organismeilla tarkoitetaan Sharon-prosessissa olevia bakteereita eli pääasiassa AOB-bakteereita. Hapenkulutuksen kasvu kertoo hapettajabakteerien lisääntymisestä ja niiden toiminnasta. Van Hulle tutki panoskokeilla lämpötilan lyhyen aikavälin vaikutusta Sharon-organismien hapenkulutusnopeuteen pH-arvossa 7. Saadut tulokset oli sovitettu modifioituun Ratkowskyn malliin, jolloin oli saatu kuvan 8 mukainen kuvaaja. Kuvaajasta voidaan todeta, että Sharon-organismien maksimaalinen hapenkulutusnopeus saavutetaan 35 °C ja 45 °C välisissä lämpötiloissa. Pitkällä aikavälillä organismit sopeutuvat eri lämpötiloihin, mutta yli 40 °C:n lämpötilat johtavat organismien passivoitumiseen ja niiden hajoamiseen. (Van Hulle *et al.*, 2004).



Kuva 8 Lämpötilan vaikutus Sharon-organismien hapenkulutusnopeuteen (Van Hulle *et al.*, 2004).

Biologiset prosessit tuottavat lämpöä. Väkevillä ammoniumtyppipitoisilla jätevesillä on merkittävä vaikutus jäteveden käsittelyprosessin lämmöntuotantoon. Nitritaatio-denitrifikaatio -reaktio nostattaa lämpötilaa 10 °C per poistettu ammoniumtyppigramma per litra ( $\text{g NH}_4/\text{l}$ ) (Mulder *et al.*, 2006). Lämpötilan kontrollointi ei ole prosessin ohjauksen kriittisin tekijä, sillä jokaiselle laitokselle muodostuu omanlainen lämpötasapaino. Prosessin lämpötilaan suurimmat vaikuttavat tekijät ovat tulevan jäteveden lämpötila, ammoniumtyppipitoisuus,

käsittelyaltaan materiaali ja sen eristystehokkuus sekä käsittelyaltaan mahdollinen sijainti ulkona. Laitoksella, jossa rejektiveden lämpötila on suhteellisen alhainen (25 °C) ja tuleva ammoniumpitoisuus on alle 700 mgNH<sub>4</sub>-N/l, saatetaan tarvita lisälämmitystä, etenkin prosessin käynnistysvaiheessa. (Kempen *et al.*, 2001; Mulder *et al.*, 2006).

#### 4.1.2 Viipymä ja kuormitus

Sharon-prosessi toimii ilman lietteen selkeytystä ja palautusta, minkä vuoksi lietteen viipymää (SRT) voidaan kontrolloida hydraulisen viipymän (HRT) avulla. Kun HRT on valittu huolellisesti lämpötila huomioiden, huuhtoutuvat nitriitin hapettajat pois ammoniumin hapettajien jäädessä prosessiin, mikä on Sharon-prosessin toiminnan lähtökohta. Tämän mahdollistaa se, että kohotetussa lämpötilassa NOB-bakteerien maksimaalinen ominaiskasvunopeuskerroin ( $\mu_{\max \text{ NOB}}$ ) on pienempi kuin AOB-bakteerien maksimaalinen ominaiskasvunopeuskerroin ( $\mu_{\max \text{ AOB}}$ ). HRT valitaan kaavan 14 mukaisesti (Caffaz *et al.*, 2006). Yleisesti Sharon-prosessin operoinnissa on käytetty 1-2 vuorokauden hydraulista viipymää. (Kempen *et al.*, 2001; Mulder *et al.*, 2001)

$$\mu_{\max \text{ NOB}} < 1 / \text{HRT} < \mu_{\max \text{ AOB}} \quad (14)$$

Sharon-prosessin on todettu sopeutuvan hyvin vaihteleviin ammoniumtyyppi- sekä kiintoainekuormiin. Tulevan rejektin ammoniumtyypipitoisuuden vaihdellessa on saavutettu yhtä hyvä puhdistustulos riippumatta siitä, oliko tulopitoisuus laimeampi vai väkevämpi. Tulevan rejektin kohonneella kiintoainepitoisuudella ei myöskään ole todettu olevan vaikutusta prosessin toimintaan, kunhan vain rejekti sisältää ammoniakkia, jolloin AOB-bakteerit pystyvät kasvamaan systeemissä ja nitrifikaatiokapasiteetti pysyy ennallaan. (Fux, 2003; Borger *et al.*, 2008).

Muutamilla Sharon-laitoksilla mädätetyn lietteen kuivaus keskeytetään viikonlopun ajaksi. Näiden päivien aikana Sharon-prosessiin ei syötetä rejektiä ja tällöin on myös prosessin ilmansyöttö ja hiililähteensyöttö keskeytettynä. Käyttökokemusten perusteella muutaman vuorokauden rejektin syötön keskeytyksellä ei ole merkittävää negatiivista vaikutusta lähtevään ammoniumtyypipitoisuuteen rejektin syötön aloituksen jälkeen. AOB-bakteerien



hajoamisnopeus on havaittu olevan anoksisissa oloissa 30 °C:en lämpötilassa 0,06 1/d (Salem *et al.*, 2006). Vaikka Sharon-prosessin lämpötila on hieman korkeampi (35 °C), muutaman vuorokauden syötön keskeytyksestä aiheutuva nitrifikaatiokapasiteetin väheneminen on hyvin pieni. Hajoamisnopeuden mukaan kolmen vuorokauden syötön keskeytyksen jälkeen, prosessissa on edelleen läsnä 80 % nitrifikaatiokapasiteetista. Korkean prosessilämpötilan aiheuttaman nopean AOB-bakteerien kasvunopeuden ansiosta nitrifikaatiokapasiteetti on entisellään muutaman vuorokauden päästä rejektin syötön aloituksen jälkeen. (Borger *et al.*, 2008).

Sharon-prosessin on todettu olevan erittäin stabiili ja kuormitusten heilahteluihin sekä laiteteknisiin häiriöihin sopeutuvainen prosessi. (Galí, 2006; Galí *et al.*, 2007; Borger *et al.*, 2008; Kempen *et al.*, 2001).

#### 4.1.3 pH

pH on tärkeä prosessiparametri, koska pH vaikuttaa ratkaisevasti reaktioiden kemialliseen tasapainoon ja siten substraattien saatavuuteen ja inhibointi-ilmiöihin. Tämän vuoksi pH vaikuttaa myös prosessinopeuteen ja käsitellyn jäteveden laatuun. (Magri *et al.*, 2007). Tässä kappaleessa on käsitelty pääasiassa pH:n ohjausta prosessissa.

Nitrifikaatioreaktion aikana prosessin pH laskee, sillä ammoniumin hapettaminen kuluttaa jäteveden alkaliteettia ja reaktiossa syntyvät vetyionit laskevat alentuneen puskurikapasiteetin vuoksi pH:ta. Rejektiveden väkevän ammoniumtyypipitoisuuden takia pH:lla on suuri vaikutus ammoniumtypen poistoon. Ilman pH:n säätöä, eli toisin sanoen ilman jäteveden puskurikapasiteetin ylläpitämistä, nitrifikaatio hidastuu ja saattaa estyä kokonaan. Ilman erillistä pH:n säätöä Sharon-prosessilla on mahdollista poistaa tulevasta ammoniumtyypikuormasta noin puolet. (van Dongen *et al.*, 2001b; Volcke *et al.*, 2006).

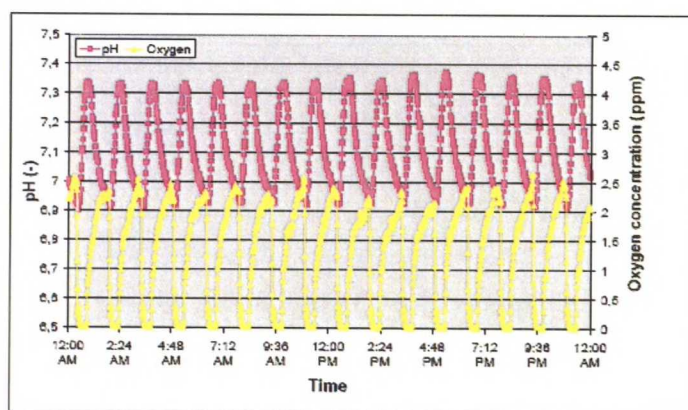
pH:n ylläpitämiseen vaikuttaa kolme eri mekanismia, hiilidioksidin strippaantuminen, denitrifikaatio ja kemikaalien annostus. (Kempen *et al.*, 2001; Mulder *et al.*, 2006)

Hiilidioksidin ( $\text{CO}_2$ ) strippaantumisella tarkoitetaan veteen liuenneen kaasumaisen aineen poistumista kaasumaiseen ainevirtaan, ilmaan. Lietteen mädätyksestä peräisin oleva rejektivesi sisältää suuren määrän hiilidioksidia. Sen strippautuminen pois rejektivedestä neutralisoi noin 50 % pH:n alentumisesta. Hiilidioksidin strippaantumisprosessia ei pystytä kontrolloimaan. (Mulder *et al.*, 2006).

Toinen mekanismi, jolla voidaan ylläpitää pH:ta, on denitrifikaatio. Denitrifikaatioreaktiossa saadaan nitrifikaation kuluttamaa alkaliteettia takaisin, jonka vuoksi pH:n lasku neutralisoituu. Mikäli prosessissa toteutetaan denitrifikaatiovaihe, on myös mahdollista päästä parempaan  $\text{NH}_4$ -poistoon. Denitrifikaatiolla voidaan neutralisoida maksimissaan 50 % pH-muutoksista. Mikäli denitrifikaatiolla halutaan vain ylläpitää pH:ta, on osittainen denitrifikaatio usein riittävä pH:n kontrollointiin.

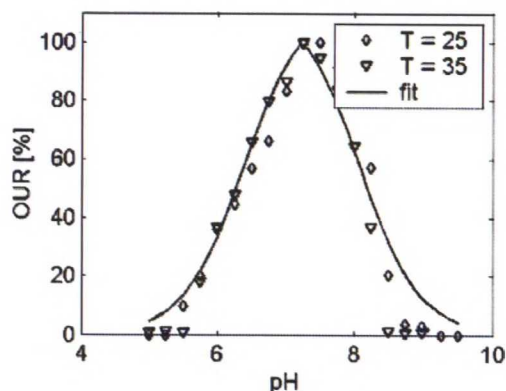
pH:ta voidaan säätää myös syöttämällä neutralointikemikaalia prosessiin, esim. natriumhydroksidia. Natriumhydroksidin käyttö on kuitenkin kalliimpi pH:n kontrollointimenetelmä kuin denitrifikaatio ulkoisella hiililähteellä. Kuitenkin laitoksilla, joilla käytetään mädätetyn lietteen kuivaukseen tiettyjä kemikaaleja esim. rautakloridia, voidaan joutua turvautumaan hetkittäin natriumhydroksidin annosteluun Sharon-prosessin operoinnissa, koska rejektin  $\text{CO}_2$ -pitoisuus on vähentynyt kemikaalien käytön seurauksena. Tällaisissa tapauksissa  $\text{CO}_2$ -strippauksesta aiheutuva pH:n neutralisoinnin vaikutus on vähemmän kuin 50 %. Tämän vuoksi, riippuen tavoitellusta nitrifikaatiotehokkuudesta, kemikaalin annostelua saatetaan tarvita. Kahdella täyden mittakaavan Sharon-laitoksella kuudesta, prosessin operointi vaatii kemikaalin annostelun pH:n nostamiseen, koska lietteen kuivauksessa käytetään rautakloridia. Muilla Sharon-laitoksilla emäksen syöttösystemi on järjestetty varalle, lukuun ottamatta yhtä laitosta (The Haque-Houtrust), jolla ei ole laisinkaan pH:n säätökemikaalin annostelua käytössä. (Mulder *et al.*, 2006).

Kuvassa 9 on esitetty tavanomainen pH:n trendi, kun pH:ta ei säädetä kemikaaleilla vaan denitrifikaation avulla. Kuvasta nähdään selvästi, että ilmastusjakson aikana pH laskee ja ilmastuksen ollessa pois päältä eli anoksisen jakson aikana pH nousee. pH:n lasku aiheutuu nitrifikaatioreaktiosta, joka kuluttaa jäteveden alkaliteettia, ja pH:n nousu johtuu vastaavasti denitrifikaatioreaktiosta, jonka aikana nitrifikaation kuluttamaa alkaliteettia saadaan takaisin. (Mulder *et al.*, 2006).



Kuva 9 Haque-Houtrust-laitoksen pH-trendi (Mulder *et al.*, 2006).

Van Hulle *et al.* (2004) on tutkinut pH:n vaikutusta Sharon-organismien hapenkulutusnopeuteen kahdella eri lämpötilalla (25 °C ja 35 °C). Tuloksista muodostetusta kuvaajasta (kuva 10) nähdään, että organismien optimaalinen kasvunopeus sijaitsee kapealla pH intervallilla 6,8 ja 8 arvojen välissä. Tästä johtuen Sharon-prosessia pyritään ohjaamaan tällä pH-alueella. (Van Hulle *et al.*, 2004).



Kuva 10 pH:n vaikutus hapenkulutusnopeuteen (Van Hulle *et al.*, 2004).



#### 4.1.4 Hiilenlähde

Mikäli Sharon-prosessissa toteutetaan myös denitrifikaatiovaihe, täytyy prosessiin lisätä hiililähdettä, koska rejektivesi ei sisällä riittävästi orgaanista hiiltä tehokkaaseen denitrifikaatioon. Denitrifikaatiovaiheen lisäyksellä saavutetaan yli 90 % typenpoistotehokkuus. Eri lähteiden mukaan Sharon-prosessissa kulutetun COD<sub>Cr</sub>/N-suhteen on todettu olevan 2,4 g COD<sub>Cr</sub>/g poistettu NO<sub>2</sub>-N. (Fux, *et al.*, 2003; Mulder *et al.*, 2006), 2,28 g COD<sub>Cr</sub>/g NO<sub>2</sub>-N (Hellings *et al.*, 1999), 3,3 g COD<sub>Cr</sub>/g NO<sub>2</sub>-N (van Kempen *et al.*, 2001). Täyden mittakaavan Sharon-laitoksilla on käytössä muutamia eri COD-lähteitä. Näitä ovat mm. metanoli, biopolttoaineen tuotannon sivutuote ja mädättämättömän lietteen kuivauksesta syntyvä lauhde. (Mulder *et al.*, 2006).

Tavanomaisesti metanolia on käytetty ulkoisena hiilenlähteenä denitrifikaatiossa, koska sen sisältämä hiili on liuenneessa ja helposti hajoavassa muodossa. Metanolin syötön aloituksessa täytyy ottaa huomioon denitrifikaatiobakteerien vaatima muutaman vuorokauden sopeutumisaika uuteen hiililähteeseen, koska metanoli ei ole osa luontaista hajoamisprosessia. Täyden mittakaavan laitoksilla sopeutumisaika on havaittu olevan noin muutaman vuorokauden.

Teollisuudesta voi muodostua sivutuotteita, joita voidaan hyödyntää biologisen prosessin denitrifikaatiovaiheessa. Käytettäessä tällaisia tuotteita ulkoisena hiililähteenä, tulee huomioida tuotteeseen mahdollisesti jääneet raskasmetallijäännökset, tuotteen toimituksen jatkuvuus ja sen COD<sub>Cr</sub>-pitoisuus ja olomuoto. Jos jätetuote sisältää metalleja, saattaa se inhiboida biologista toimintaa. Tuotteen korkea COD<sub>Cr</sub>-pitoisuus on tärkeä, jotta syötetty määrä olisi mahdollisimman pieni. Tällöin voidaan välttää reaktorissa olevan lietteen laimeneminen ja hydraulisen viipymän lyhentymisen tai allastilavuustarpeen kasvaminen. Teollisuudesta saatujen jätetuotteiden käyttäminen COD-lähteenä ei ole vielä kovin yleistä. (Mulder *et al.*, 2006).

Muutamit laitokset käyttävät Sharon-prosessin lisähiilenlähteenä ennen mädätysprosessia lietteen kuivauksessa erottuvaa jätevettä. Tämä on erittäin

COD<sub>Cr</sub>-pitoista, jonka vuoksi prosessiin tarvitaan vain pieni ulkoisen hiilen lisäys tai sitä ei tarvita lainkaan. (Mulder *et al.*, 2006). Taulukossa 4 on esitetty täyden mittakaavan laitoksilla käytössä olevat COD-lähteet.

Taulukko 4 Denitrifikaatiossa käytettyjä COD-lähteitä Mulder *et al.*, 2006).

Sijainti	COD-lähde
Utrecht	biopolttoaineen tuotannon sivutuote
Rotterdam-Sluisjesdijk	metanoli <sup>1</sup>
Zwolle	biopolttoaineen tuotannon sivutuote
Beverwijk	Lietteen kuivauksen lauhde
Houtrust	metanoli
Groningen-Garmerwolde	Lietteen kuivauksen lauhde, teollisuus jäte, metanoli

<sup>1</sup>metanolin käyttö lopettu Anammox:in käyttöönoton takia

Monissa tutkimuksissa on kartoitettu mahdollisuuksia käyttää muita potentiaalisia hiililähteitä metanolista syntyvien korkeiden kustannusten takia. Galí (2006) on tutkinut hydrolysoidun raakalietteen käyttöä hiilenlähteenä denitrifikaatiovaiheessa. Hänen mukaansa hydrolysoitu raakaliete on yksi varteenotettava vaihtoehto denitrifikaatiovaiheen lisähiilenlähteeksi. Tutkimuksessa saavutettiin hydrolysoidulla raakalietteellä lähes yhtä hyvä typenpoistotehokkuus kuin metanolilla. Metanolilla saavutettiin hieman tehokkaampi typenpoisto tilavuusyksikköä kohti, koska metanolin pienemmästä lisäysmäärästä biomassa ei laimentunut. Galí:n (2006) tutkimuksen mukaan raakalietteen käyttö denitrifikaatioprosessissa vaatii kuitenkin 25 % suuremman reaktoritilavuuden, mutta prosessin käyttökustannuksissa saavutetaan 0,2-0,3 € säästö poistettua typpikiloa kohti. Myös Moustafa (2004) ja Dosta *et al.* (2008) ovat tutkineet raakalietteen käyttöä denitrifikaatiossa ulkoisena hiilenlähteenä.

Jos hiilenlähteenä käytetään laitoksen sisältä saatavaa hiililähdettä, pienentää se merkittävästi laitoksen käyttökustannuksia, prosessien lietteentuotantoa ja siten myös ilmasto- ja energiakuluja. Laitoksen sisältä saadulla hiilenlähteellä saadaan parannettua koko laitoksen tehokkuutta.

#### 4.1.5 Vaahdon muodostuminen

Vaahdon muodostumisen on raportoitu aiheuttavan ongelmia Sharon-prosessin operoinnissa, etenkin prosessin käynnistysvaiheessa, pH:n säätökemikaalien käyttöönotossa sekä kokeiltaessa uusien elektrolyyttien soveltuvuutta mädättämöön. Vaahtoamisen kerrottiin vähenevän, kun biologinen prosessi on sopeutunut ja saavuttanut tasapainotilan. Lisäksi vaahtokerroksen mainittiin ohentuvan, kun syklin aikaiset pH-vaihtelut pystytään pitämään jotakuinkin tasaisina. (Arnold *et al.*, 2000).

Mulder *et al.* (2006) on havainnut tutkimuksessaan hapen liukenemisongelman vaahtonestoainetta kokeiltaessa. Mikäli vaahtonestoainetta tarvitaan, tulee sopiva tuote valita huolella ottaen huomioon käsiteltävän jäteveden ominaisuudet ja käsittelyolosuhteet. Yleisesti vaahtonestoaineita ei ole käytetty Sharon-prosessin operoinnissa. (Mulder *et al.*, 2006).

#### 4.2 Kinetiikka

Biologisen prosessin reaktiokinetiikan yhtälöiden tunteminen ja niiden oikea kuvaus on mahdollistanut todellista prosessia kuvaavan mallinnuksen kehittämisen (Volcke *et al.*, 2007). Reaktiokinetiikkaan vaikuttavat monet fysikaalis-kemialliset ja biologiset ympäristötekijät, joista tärkeimpiä ovat substraattipitoisuus, tuotettujen tuotteiden pitoisuus, pH, lämpötila, liuennut happi ja eri inhibiittorit. (Dochain ja Vanrollegheim, 2001).

Nitrifikaatiobiomassan AOB- ja NOB-bakteerien kinetiikan yhtälöt on esitetty kaavoissa 15 ja 16. Yhtälöistä huomataan, että substraattipitoisuudet ( $C_{\text{NH}_3}$ ,  $C_{\text{HNO}_2}$ ), liuennut happipitoisuus ( $C_{\text{O}_2}$ ), inhiboivan aineksen pitoisuus sekä eri puolinopeuskertoimet ( $K$ ) vaikuttavat bakteerien spesifisiin kasvunopeuskertoimiin  $\mu$ . pH:lla on merkittävä vaikutus substraattipitoisuuksiin, koska se vaikuttaa aineiden tasapainoyhtälöihin. (Ruiz *et al.*, 2003). Bakteerien maksimaaliset ominaiskasvunopeuskertoimet  $\mu_{\text{max}}$  riippuvat prosessin lämpötilasta ja bakteerien aktivointienergiasta. AOB- ja NOB-bakteerien aktivointienergiat eivät ole samat (68 ja 44 kJ/mol), jonka vuoksi eroavat myös



niiden maksimaaliset ominaiskasvunopeuskertoimet toisistaan. (Schmidt *et al.*, 2003).

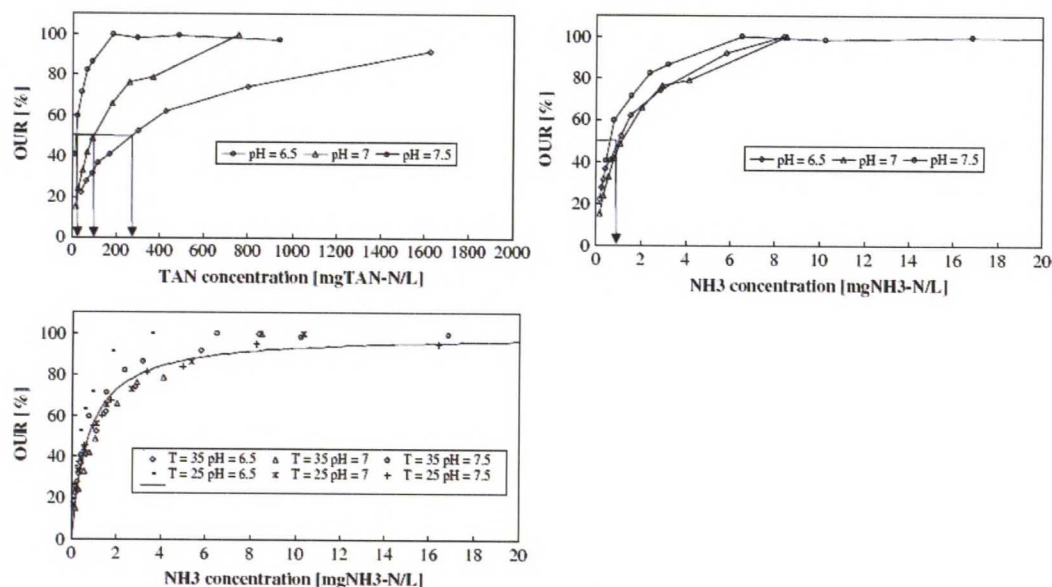
$$\mu_{AOB} = \mu_{\max,AOB} \frac{C_{NH_3}}{K_{NH_3,AOB} + C_{NH_3}} * \frac{C_{O_2}}{K_{O_2,AOB} + C_{O_2}} * \frac{K_{I,HNO_2}}{K_{I,HNO_2} + C_{HNO_2}} \quad (15)$$

$$\mu_{NOB} = \mu_{\max,NOB} \frac{C_{HNO_2}}{K_{HNO_2,NOB} + C_{HNO_2}} * \frac{C_{O_2}}{K_{O_2,NOB} + C_{O_2}} \quad (16)$$

Monissa tutkimuksissa on määritetty laboratoriomittakaavan panoskokeilla Sharon-lietteessä ammoniakkin ( $K_{NH_3,AOB}$ ), typpihapokkeen ( $K_{HNO_2,NOB}$ ) ja hapen puolinopeuskertoimet ( $K_{O_2}$ ) sekä typpihapokkeen inhibointipuolinopeuskerroin ( $K_{I,HNO_2}$ ). (Hellinga *et al.*, 1998 ja 1999; Wett *et al.*, 2003; Van Hulle *et al.*, 2004; Magri *et al.*, 2007). Puolinopeuskerroin on se ainepitoisuus, jolla 50 % maksimaalisesta reaktionopeudesta on saavutettu. Lisäksi Van Hulle *et al.* (2004) on osoittanut kokeilla todeksi Anthonisen *et al.* (1976) hypoteesin siitä, että ammoniakki on ammoniumionin sijasta AOB-bakteerien todellinen substraatti.

Van Hullen *et al.* (2004) tutkimuksessa ammoniakkin puolinopeuskerrointa  $K_{NH_3}$  määritettäessä, hapenkulutusnopeuksia mitattiin eri kokonaisammonium-typpipitoisuuksilla ( $TAN = NH_4^+ + NH_3$ ) eri pH-arvoissa 25 °C:n ja 35 °C:n lämpötiloissa. Tutkimuksessa hapenkulutusnopeuden (OUR) oletettiin olevan verrannollinen maksimaaliseen kasvunopeuteen. Tulokset esitettiin Monod'n malliin sovitettuna hapenkulutusnopeuden ja TAN-pitoisuuden funktiona ja tällöin havaittiin puolinopeuskertoimen olevan eri jokaisessa kokeessa (kuva 11a). Anthonisen *et al.* (1976) hypoteesiin perustuen, jonka mukaan ammoniakki toimi AOB-bakteerien varsinaisena substraattina, tulokset esitettiin hapenkulutusnopeuden ja  $NH_3$ -pitoisuuden funktiona (kuva 11b). Tällöin oli mahdollista määrittää yksi ammoniakkin puolinopeuskerroin, koska Monod'n käyrät eri pH-arvoilla olivat samanaikaisesti puolella välissä maksimaalista hapenkulutusnopeutta. Näin Van Hulle *et al.* (2004) todisti sen, että  $NH_3$  voidaan pitää  $NH_4^+$  sijasta todellisena substraattina, aivan kuten Anthonisenkin oli todennut. Ammoniakkin puolinopeuskerroin on Van Hulle *et al.* (2004) mukaan 0,75 mg $NH_3$ -N/l. Kerroin on korkeampi kuin kirjallisuudesta esitetty perinteisen

nitrifikaatioprosessin  $K_{NH_3}$ , joka on 0,034 mgNH<sub>3</sub>/l. Myös Hellinga *et al* (1998) ja Hunik *et al.* (1992) ovat määrittäneet Sharon-prosessista korkeat ammoniakin puolinopeuskertoimet (0,47mgNH<sub>3</sub>/l ja 0,3mgNH<sub>3</sub>/l). Lisäksi Van Hulle *et al.* (2004) tutkimuksen tulosten perusteella ammoniakin puolinopeuskerrointa voidaan pitää riippumattomana lämpötilasta ja pH:sta (kuva 11 c).

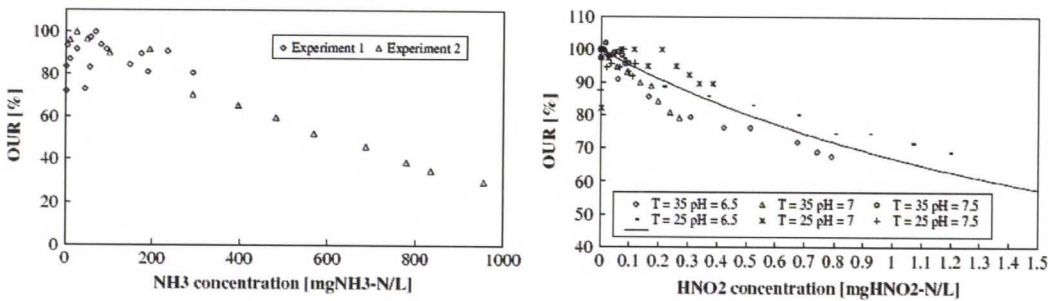


Kuva 11 a) Hapenkulutusnopeus TAN-pitoisuuden funktiona b) Hapenkulutusnopeus NH<sub>3</sub>-pitoisuuden funktiona c)  $K_{NH_3}$  riippumattomuus lämpötilasta ja pH:sta (Van Hulle *et al.*, 2004).

Ammoniakin inhibointivaikutuksesta on saatu ristiriitaisia tuloksia. Van Hulle *et al.* (2004) ei todennut NH<sub>3</sub> inhiboivaa vaikutusta ammoniumin hapettajabakteereihin, toisin kuten Anthonisen *et al.* (1976) oli havainnut. Tämä voidaan olettaa johtuvan siitä, että Sharon-prosessin hapettajabakteerit ovat sopeutuneet korkeisiin ammoniakkipitoisuuksiin. Ammoniakin inhiboiva vaikutus havaittiin ainoastaan pH:ssa 8 vasta NH<sub>3</sub>-pitoisuuden ollessa yli 300 mgNH<sub>3</sub>-N/l (kuva 12a). Tämä eroaa huomattavasti Groeneweg *et al.* (1994) tuloksista, joissa ammoniakin inhiboiva vaikutus todettiin jo yli 10 mgNH<sub>3</sub>-N/l pitoisuuden.

Typpihapokkeen (HNO<sub>2</sub>) on todettu olevan inhiboiva tekijä Sharon-prosessin bakteereille. Tämä voidaan havaita kuvasta 12b. Van Hulle *et al.* (2004) on määrittänyt inhibointipuolinopeuskertoimeksi  $K_{I,HNO_2}$  2,04 mgHNO<sub>2</sub>-N/l, joka on kymmenkertainen Hellinga *et al.* (1999) määrittämään kertoimeen (0,203

mgHNO<sub>2</sub>-N/l) verrattuna. Tämä saattaa kuitenkin johtua siitä, että biomassa oli ehtinyt sopeutua korkeampiin typpihapokepitoisuuksiin. Typpihapokkeen puolinopeuskertoimen on todettu olevan riippumaton lämpötilasta ja pH:sta. (Van Hulle *et al.*, 2004).



Kuva 12 a) NH<sub>3</sub> inhibointivaikutus AOB-bakteereihin b) HNO<sub>2</sub> inhibointivaikutus Sharon-organismeihin (Van Hulle *et al.*, 2004).

Hapen puolinopeuskertoimeksi on saatu 0,94 mgO<sub>2</sub>/l (Van Hulle *et al.*, 2004) ja 1,45 mgO<sub>2</sub>/l (Hellinga *et al.*, 1999). Lämpötilalla ja pH:lla ei huomattu olevan vaikutusta hapen puolinopeuskertoimeen K<sub>O<sub>2</sub></sub>.

Taulukko 5 Sharon-prosessin reaktiokinetiikan parametreja.

Symboli	Symbolin merkitys	Arvo [lähde]	Suure
$\mu_{\max, \text{AOB}}$	AOB:n maksimaalinen kasvunopeus	1.75 [2], 2.1 [1][4]	1/d
$K_{\text{NH}_3, \text{AOB}}$	AOB:n ammoniakkin puolinopeuskerroin	0.44 [2], 0.47 [1], 0.75 [3]	mg N/l
$K_{\text{O}_2, \text{AOB}}$	AOB:n hapen puolinopeuskerroin	0.34 [2], 0.4 [6], 0.94 [3], 1.45 [1]	mg O <sub>2</sub> /l
$K_{\text{I, HNO}_2, \text{AOB}}$	AOB:n typpihapokkeen inhiboitipuolinopeuskerroin	0.21 [1], 0.44 [2], 2.04 [3], 2.80 [6]	mg N/l
$\mu_{\max, \text{NOB}}$	NOB:n maksimaalinen kasvunopeus	0.56 [2], 1.05 [1], 1.5 [4]	d <sup>-1</sup>
$K_{\text{HNO}_2, \text{NOB}}$	NOB:n typpihapokkeen puolinopeuskerroin	0.26 [5], 0.02 [2]	mg N/l
$K_{\text{O}_2, \text{NOB}}$	NOB:n hapen puolinopeuskerroin	0.73 [2], 1.00 [6], 1.09 [5],	mg O <sub>2</sub> /l

[1]Hellinga et al., 1999, [2]Magri et al., 2007, [3]Van Hulle et al., 2004, [4]Lochtman et al., 1995, [5]Wiesmann et al., 1994, [6]Wett et al., 200

Myös alhainen happipitoisuus nitrifikaatiovaiheessa on todettu vaikuttavan NOB-bakteerien kasvun rajoittamiseen. Tämä perustuu siihen, että nitriitinhapettajabakteereilla on korkeampi hapen puolinopeuskerroin ja ovat siten herkempiä alhaisille happipitoisuuksille kuin ammoniuminhapettajabakteerit. (Jenicek *et al.*, 2004).



### 4.3 Käytännön sovellukset

Täyden mittakaavan Sharon-laitoksia on tiedettävästi seitsemän, kuusi Hollannissa ja yksi New York City:ssä, USA:ssa. Laitoksien typpikuormat vaihtelevat 400-5000 kgN/d välillä. Ensimmäinen Sharon-laitos (Utrecht, Hollanti) otettiin käyttöön vuonna 1997. (van Loosdrecht ja Salem, 2005). Viimeisin täyden mittakaavan toteutus otettiin käyttöön toukokuussa 2009 New York Cityssä. Tämä laitos on tällä hetkellä maailman suurin täyden mittakaavan toteutus ja sillä käsitellään n. 5000 kg typpikuorma vuorokaudessa. Sharon-laitoksia on suunnitteilla ja rakenteilla mm. Ranskassa Pariisiin (kapasiteetti 3200 m<sup>3</sup>/d ja 3500 kgN/d) ja Sveitsissä Geneveen (kapasiteetti 1600 m<sup>3</sup>/d ja 1700 kg N/d).(Anon, 2008).

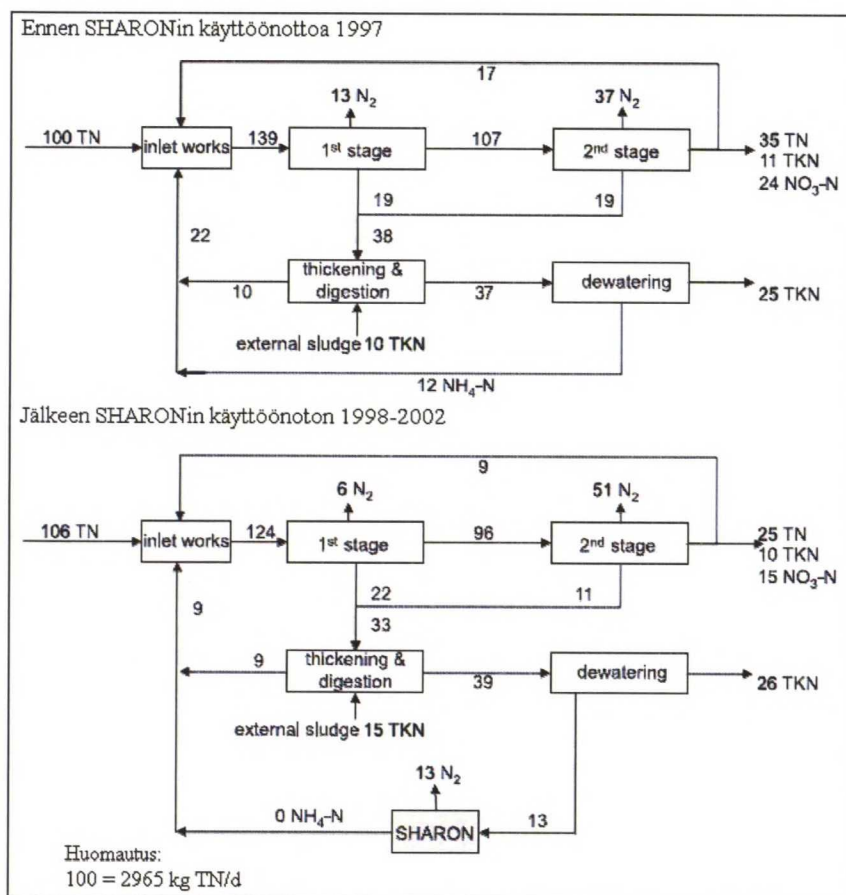
Taulukko 6 Täyden mittakaavan laitoksien tuloksia (Mulder *et al.*, 2006, Anon., 2008).

Sijainti	Kuormitus (kg N/d)	NH <sub>4</sub> -N poistotehokkuus (%)	Käyttöönotto
Utrecht	900	90-95	1997
Rotterdam-Dokhaven	850	85-98	1999
Zwolle	410	85-95	2003
Beverwijk	1200	85-95	2003
Houtrust	1300	85-98	2005
Groningen-Garmerwolde	2400	> 95	2005
New York City Wards Island	5000	-	2009

Utrechtin jätevedenpuhdistamo on kaksivaiheinen typenpoistolaitos, jossa on sekä ilmastus- että jälkiselkeytysaltaat. Laitoksella käsitellään 260 000 asukkaan jätevedet. Laitoksella syntynyt liete käsitellään mädättämällä, jonka jälkeen mädätetystä lietteestä erotetaan vesi lingoilla. Erottunut rejektivesi käsitellään Sharon-prosessilla. Sharon-prosessi koostuu kahdesta erillisestä reaktorista, joista toinen on tarkoitettu nitrifikaatiolle ja toinen denitrifikaatiolle. Sharon-prosessin jälkeen käsitelty rejektivesi johdetaan takaisin laitoksen alkuun.

Ennen Sharon-prosessin käyttöönottoa Utrechtin laitoksen rajoittavana tekijänä oli denitrifikaatiokapasiteetti. Kuvassa 13 on esitetty Utrechtin puhdistamon typpitasapaino ennen ja jälkeen Sharon-prosessin. Sharon-prosessin käyttöönoton

jälkeen laitoksen toisen biologisen vaiheen (2nd stage) denitrifikaatio parantui huomattavasti, jopa 38 %:a. Käsitellyn jäteveden nitraattityppikuorma väheni noin 40 %:a. Kokonaistypenpoistotehokkuus kasvoi 65 %:sta 75 %:iin, vaikka laitokselle tuleva typikuorma oli kasvanut 6 %.



Kuva 13 Utrechtin puhdistamon tyypitase ennen ja jälkeen Sharon-prosessin käyttöönoton (van Kempen *et al.*, 2005).

Rotterdam-Dokhaven jätevedenpuhdistamon rajoittavana tekijänä ennen Sharon-prosessin käyttöönottoa oli ilmastuskapasiteetin puute aktiivilietesysteemissä. Sharon-prosessin käyttöönoton jälkeen laitoksen lähtevä ammoniumtyppikuorma pieneni 47 %:a ja kokonaistypenpoistotehokkuus parani 50 %:a. (van Kempen *et al.*, 2005).

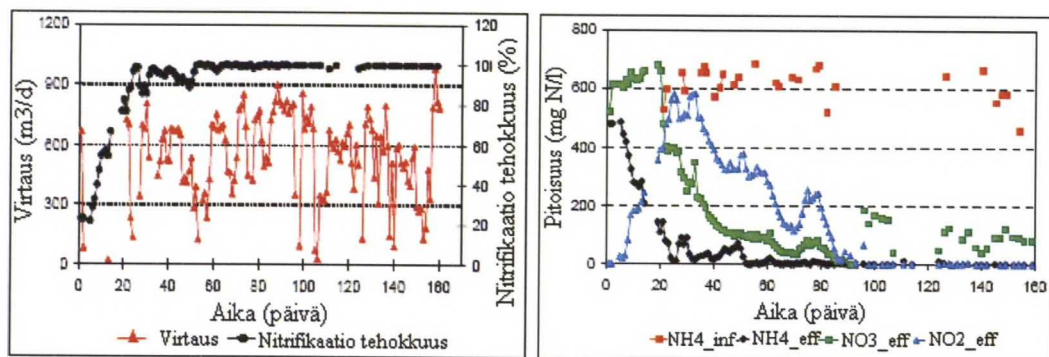
Molempien Utrechtin ja Rotterdam-Dokhavenin laitoksien lähtevän jäteveden laatu parani Sharonin käyttöönoton jälkeen, vaikka laitoksille tuleva kuorma

kasvoi. Lisäksi Sharon-prosessin ansiosta laitokset pystyivät saavuttamaan tiukat typenpoistovaatimukset.

Täyden mittakaavan Sharon-prosessin käynnistyksessä siemenlietteenä käytettiin nitrifioivaa aktiivilietettä. Aluksi rejektin sisäänvirtaamaa rajoitettiin ylikuormituksen välttämiseksi. Ylikuormitus saattoi aiheuttaa reaktorissa liiallisen pH:n nousun, CO<sub>2</sub> strippaantumisen takia, ja ammoniumtypen konsentraation kasvua. Rotterdam-Dokhavenin laitoksella rajattiin aluksi syntyneen rejektin syöttöä prosessiin, mutta seitsemän viikkoa käynnistyksen jälkeen virtaama oli nostettu rejektiveden virtaaman tasalle. Käynnistyksen yhteydessä on yleensä käytetty pH:n säätökemikaalina natriumhydroksidia (NaOH). Denitrifikaatiovaiheen aloituksen jälkeen, NaOH-syöttö on korvattu metanolin syötöllä, joka mahdollistaa tehokkaan denitrifikaation. Tästä eteenpäin denitrifikaatio on toiminut prosessissa pH:n säätäjänä.

Kuvassa 14 on esitetty Utrechtin 160 vuorokauden ajalta Sharon-prosessin virtaus ja nitrifikaatiotehokkuus, tulevan ja lähtevän rejektin NH<sub>4</sub>-N-pitoisuudet sekä lähtevän rejektin NO<sub>2</sub>-N- ja NO<sub>3</sub>-N-pitoisuudet. Nitrifikaatio alkoi heti käynnistyksen jälkeen ja kolme viikkoa myöhemmin nitrifikaatiotehokkuus oli jo yli 95 %. Näiden 160 vuorokauden aikana tulevan rejektiveden virtaama vaihteli 150-900 m<sup>3</sup>/d ja ammoniumtyppipitoisuus 450-700 mgN/l välillä, mutta prosessi toimi silti hyvin. Myöskään käsitellyn rejektin suurella kokonais-kiintoainepitoisuudella (TSS) ei ollut vaikutusta prosessin tasapainoon. Kiintoainepitoisuudet nousivat ajoittain yli 30 000-50 000 mg/l. Metanolin syöttö aloitettiin 80. päivänä, joka mahdollisti tehokkaan denitrifikaation, minkä seurauksena nitriitti- ja nitraattipitoisuudet alkoivat laskea. Näiden pitoisuuksien lasku voidaan myös havaita kuvasta 14.





Kuva 14 Utrechtin puhdistamon Sharon-prosessin 160 vuorokauden virtaus ja nitrifikaatiotehokkuus sekä rejektin tulevat ja lähtevät pitoisuudet (Mulder *et al.*, 2001).

Sharon-prosessin käyttökustannukset ovat 0,9-1,4 €/kg N<sub>poistettu</sub>. Sharon-prosessin kustannussäästöt aiheutuvat vähentyneestä ilmastus ja lisähiilen lähteen tarpeesta. Perinteisen biologisen typenpoistoprosessin kustannukset ovat 2,3-4,5 €/kgN<sub>poistettu</sub> ja fysikaalis-kemiallisten typenpoistoprosessien kustannukset ovat 4,5-11,3 €/kg N<sub>poistettu</sub>. (van Dongen *et al.*, 2001a).

## 5 TUTKIMUSMENETELMÄ JA LAITTEISTO

Viikinmäen jätevedenpuhdistamolla toteutettiin koelaitteistolla Sharon-menetelmään perustuva rejektiveden biologinen erilliskäsittely. Tutkimuksessa käytettiin laitoksella mädätetystä lietteestä erotettua rejektivettä, joka on selkeytetty laitoksella. Laboratoriokokeita mittavampaan pilotointiin päädyttiin, koska prosessista haluttiin todellisissa olosuhteissa tutkittua tietoa ja sen avulla täyden mittakaavan toteutukseen määritettyjä suunnitteluparametreja. Lisäksi haluttiin kerätä käyttökokemusta todellisista prosessitilanteista.

### 5.1 Koelaitteisto

Koelaitteistoon kuuluvan lasikuitusäiliön tehollinen tilavuus oli  $2,98 \text{ m}^3$  ja sen korkeus oli 2,4 m ja halkaisija 1,4 m. Säiliössä oli pohjatyhjennys- ja ylivuoto-yhde, jotka oli varustettu ulkopuolisin laippaliitoksia. Säiliön pohjalle oli kiinnitetty DN 50 ilmastusilmaputkisto, johon oli liitetty 14 kpl:tta (Nopol KKI 215) pohjalautasilmastimia. Ilmastusilma johdettiin paineilmaverkostosta virtauksen säätöventtiiliin (Bürgert 8630) kautta säiliöön. Lisäksi säiliössä oli vaihdemootorilla varustettu kolmen lapaparin sekoitin (Contmixer CML 0,18 kW/21rpm). Kuvassa 15 on esitetty säiliö ennen ja jälkeen käyttöönoton ja kuvassa 16 virtausmittari, ilmansäätöventtiili ja säiliön pohjalla olevat ilmastuslautaset.

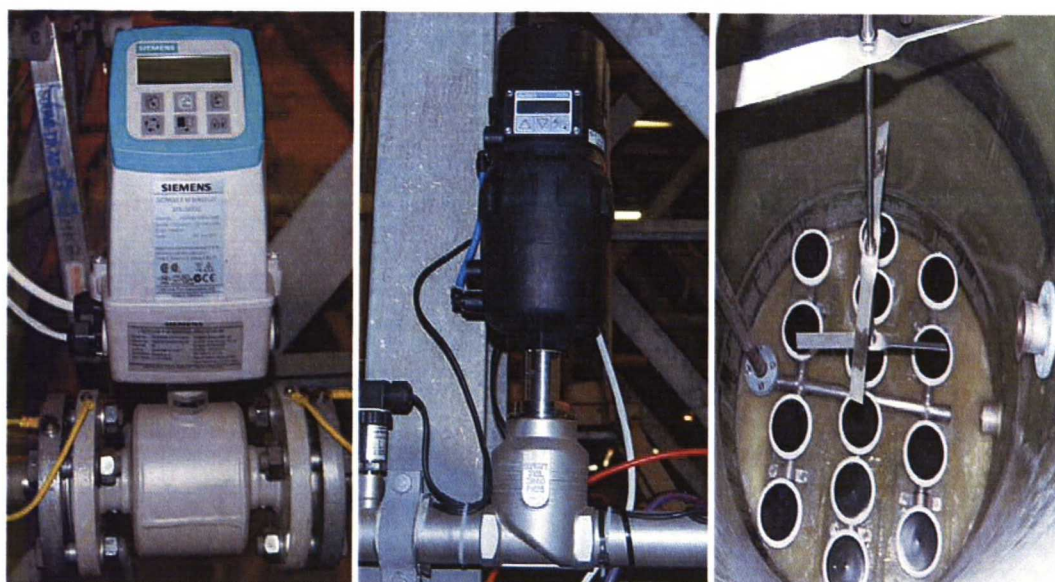
Koelaitteiston virtauskaavio löytyy liitteestä 1. Rejektiveden syöttöpumppuna käytettiin uppopumppua, jonka tuotto oli  $4,1 \text{ dm}^3/\text{s}$ . Pumppu oli asetettu rejektin selkeytysaltaaseen, josta rejektivesi pumpattiin virtausmittarin (Siemens Mag 6000+ Sitrans Mag 5100 W) ja sähköisen pallomagneettiventtiilin kautta säiliöön. Panoksittain syötettynä rejektivesi viileni syöttöputkistossa, eikä koelaitteistolla kyetty saavuttamaan yli  $30 \text{ }^\circ\text{C}$  prosessilämpötilaa ilman ulkoista lämmitystä. Lämmityslaitteistona käytettiin uima-allaslämmittintä (Pahlén 3000 W), jonka sisällä oleva lämpövastus lämmitti rejektiveden säädettyyn lämpötilaan. Viimeisten koejaksojen aikana käytettiin DeLavalin (200W) upotettavaa lämmitysvastusta, uima-allaslämmittimen toistuvasti rikkouduttua. Koelaitteiston toinen uppopumppu oli sijoitettu säiliöön, jonka avulla rejektivettä kierrätettiin uima-allaslämmityslaitteiston läpi osassa koejaksoja (ei ole kuvattu virtauskaaviossa).



Ulkoista hiililähdettä syötettiin säiliöön kalvopumpun (Liquid Metronics Inc. typ. B733-72T) avulla, jonka tuotto oli 15 dm<sup>3</sup>/h. Koelaitteistoon kuului myös jatkuvatoimiset pH-, ammoniumtyppi- ja liuenneen hapenmittausanturit, jotka olivat sijoitettu ylivuodon läheisyyteen. Lämpötilan mittaus oli integroituna pH:n mittausanturiin. Mittausantureista kerrotaan lisää kappaleessa 5.3.1.



Kuva 15 Säiliö ennen käyttöönottoa ja käyttöönoton jälkeen.



Kuva 16 Rejektiveden virtausmittari, ilmansäätöventtiili ja ilmastuslautaset säiliön pohjalla.



## 5.2 Ohjaus ja automaatio

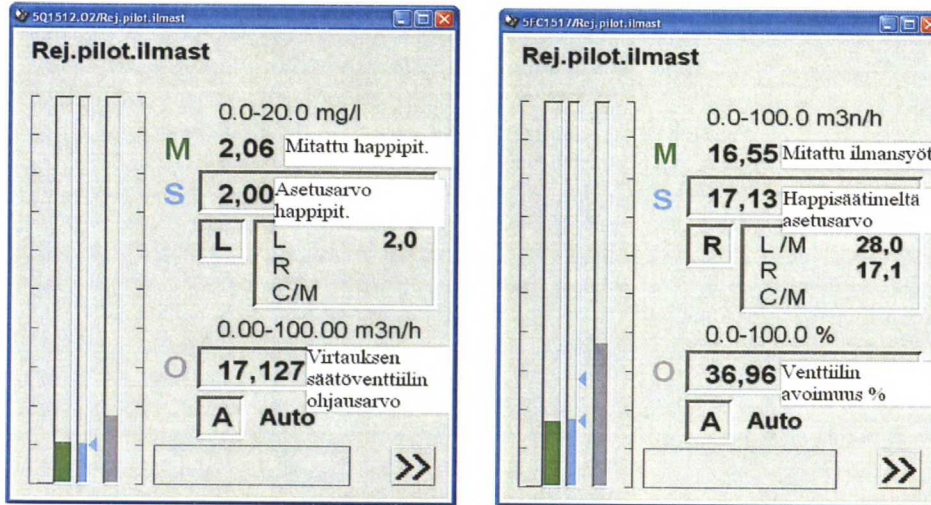
Pilot-laitteisto oli liitetty osaksi laitoksen MetsoDNA-prosessinhallintajärjestelmää, jonka ansiosta prosessia pystyttiin ohjaamaan automaatiojärjestelmän kautta. Kaikki prosessin mittaustieto tallentui tietokantaan. Prosessin ohjausparametrit olivat hydraulinen viipymä (HRT) ja happipitoisuus. Prosessin toiminta koostui kahden tunnin välein toistuvasta syklistä [ $t_{\text{sykli}}=2$  h]. Vuorokaudessa oli siis 12 samanlaista sykliä. Syklin alussa ohjausjärjestelmä käynnisti rejektiveden pumpun, joka pumppasi asetetun hydraulisen viipymän mukaan lasketun virtaaman virtausmittarin läpi. Virtausmittari oli yhdistetty magneettiventtiiliin, joka sulkeutui, kun virtaama oli mitattu. Luonnollisesti myös pumppaus keskeytyi, kun haluttu rejektiveden määrä oli mitattu. Rejektiveden virtaama  $Q$  [ $\text{m}^3/\text{d}$ ] laskettiin kaavalla 17, jossa  $V$  [ $\text{m}^3$ ] oli säiliön tilavuus. Syötetyn rejektin määrä per sykli saatiin jakamalla virtaama syklien määrällä vuorokaudessa. Reaktorin ollessa jatkuvasti ilmastettuna, HRT oli sama kuin aerobinen viipymä (AER), koska anoksinen viipymä (ANOX) oli nolla. Reaktorin ollessa osan aikaa ilmastamaton hydraulinen viipymä oli aerobisen ja anoksisen viipymien summa (kaava 18). Mitä suurempi hydraulinen viipymä oli, sitä pienempi oli vuorokausikohtainen virtaama ja typpikuormitus.

$$Q = \frac{V}{HRT} \quad (17)$$

$$HRT = AER + ANOX \quad (18)$$

Ilmansyöttöä ohjattiin virtauksen säätöventtiilin avulla, jota ohjattiin reaktorissa olevan happipitoisuuden mukaan. Reaktoriin haluttu jäännöshappipitoisuus annettiin asetusarvoksi, jonka mukaan ohjausarvo muodostui säätöventtiilille. Näin virtauksen säätöventtiili sääteli ilmavirtaaman reaktoriin muodostuvan jäännöshappipitoisuuden mukaan. Kuvassa 17 on esitetty ilmansyötön operointi-ikkunoiden selaimet. Ensimmäinen on happisäädön säätöikkuna, josta nähdään reaktoriin asetusarvoksi annettu jäännöshappipitoisuus 2 mg/l (sinisen S-kirjaimen kohdalla) ja samaan aikaan mitattu happipitoisuus 2,06 mg/l (vihreän M-kirjaimen kohdalla). Harmaan O-kirjaimen kohdalla on happipitoisuuden mukaan annettu ohjausarvo virtauksen säätöventtiilille 17,1  $\text{Nm}^3/\text{h}$ . Toinen ikkuna on virtauksen

säätöventtiilin ikkuna, josta nähdään mitattu ilmavirtaama 16,6 Nm<sup>3</sup>/h (vihreä M-kirjain) ja sen alla happisäätimeltä haettu ohjausarvo. O-kirjaimen kohdalla ikkunassa nähdään säätöventtiilin asento prosentteina (36,96 %).



Kuva 17 MetsoDNA-ohjelman ilmansyötön operointi-ikkunat

Osassa koejaksoissa syklin aikana toteutettiin myös anoksinen vaihe, jolloin ilmastimet olivat pois päältä ja ilmanvirtauksen säätöventtiili oli asetettu pakko-ohjauksella nollassi. Ohjelma laski anoksisen ajan ( $t_{ANOX}$ ) per sykli kaavalla 19. Kaavassa 20 ANOX tarkoitti anoksista viipymää [d], joka syötettiin prosessin ohjausikkunaan prosenttiosuutena aerobisesta viipymästä. Kun anoksiseksi viipymäksi annettiin esimerkiksi 10 %, tarkoitti se 0,1 vuorokauden anoksista viipymää, kun aerobinen viipymä oli 1,0 vuorokausi. Vastaavasti aerobinen aika per sykli saatiin samaa kaavaa käyttäen asettaen anoksisen viipymän tilalla aerobinen viipymä.

$$t_{ANOX} [s] = \frac{Q * t_{sykli} * ANOX}{V} * 3600 \quad (19)$$

$$ANOX = x \% * AER \quad (20)$$

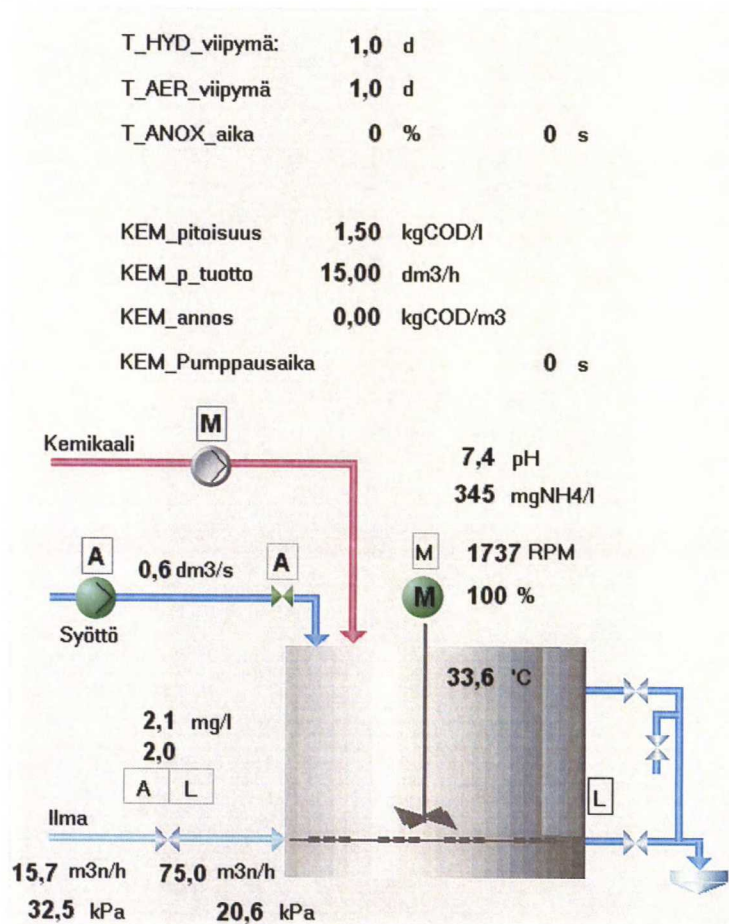
Ulkoisen hiililähteen syöttö oli automatisoitu. Hiililähteen syöttö oli ajoitettu syklin alkuun heti rejektin pumppauksen loputtua. Hiililähteen syöttöä ja rejektin pumppausta ei toteutettu samanaikaisesti, sillä syötetty hiililähde ajautuisi mahdollisesti suoraan ylivuodon kautta pois prosessista, oikovirtauksien takia. MetsoDNA:an operointi-ikkunaan asetettiin syötetyn hiililähteen pitoisuus  $Pit_{HL}$ .

(gCOD<sub>Cr</sub>/dm<sup>3</sup>), syötettävä annos A<sub>HL</sub> (kaava 21 [kgCOD<sub>Cr</sub>/m<sup>3</sup><sub>ju</sub>]) ja syöttöpumpun tuotto p<sub>t</sub> (dm<sup>3</sup>/h). Näistä arvoista ohjelma laski pumppausajan, joka tulostui myös operointi-ikkunaan. Hiililähteen pumppausaika t<sub>p</sub> (s) oli laskettu seuraavasti kaavalla 22.

$$A_{HL} = \text{kgCOD} / \text{kgN}_{\text{poist.}} * N_{\text{poist.}} / m_{\text{ju}}^3 \quad (21)$$

$$t_p = \frac{A_{HL} * Q_{\text{sykli}}}{P_{it_{HL}} * \frac{P_t}{3600}} \quad (22)$$

Prosessin ohjaukseen liittyvät käyttäjän antamat asetusarvot olivat: aerobinen viipymä [d] (T\_AER\_viipymä), anoksinen viipymä [%] (T\_ANOX\_aika), haluttu jäännöshappipitoisuus [mg/l], hiililähteen pitoisuus (KEM\_pitoisuus), hiililähteen syöttöpumpun tuotto (KEM\_p\_tuotto), hiililähteen annos (KEM\_annos). Kuvassa 18 on esitetty tutkimusyksikön operointi-ikkuna MetsoDNA-prosessinhallintajärjestelmässä.



Kuva 18 Tutkimusyksikön operointi-ikkuna.



## 5.3 Mittaukset ja analytiikka

### 5.3.1 Jatkuvatoimiset mittaukset

Reaktorista mitattiin jatkuvatoimisesti rejektiveden virtaama, syötetty ilmamäärä, liuenneen hapen määrä, ammoniumtyyppipitoisuus, pH ja lämpötila. Nämä mittaustiedot tallentuivat prosessinhallintajärjestelmän tietokantaan. Mittauksista ohjaavia olivat virtaama ja happipitoisuus.

Syötetyn rejektin virtaaman mittausta varten oli säiliöön menevään syöttöputkeen asennettu Siemens'in magneettinen virtausmittari (Siemens Mag 6000+ Sitrans Mag 5100 W). Tämä mittarityyppi soveltui sekä puhdas- että jätevesisovelluksiin ja prosessilämpötiloille  $-5-70\text{ }^{\circ}\text{C}$ . Mittaus perustui mitta-anturin sisällä muodostuvaan magneettikenttään ja sen sisällä liikkuvaan nesteeseen, joka indusoi virtaukseen verrannollisen jännitteen mitta-elektrodeihin. Mittarin virhemarginaali oli  $\pm 0,25\text{ }\%$  virtausnopeudesta. Laite oli kalibroitu akkreditoidun standardin EN 45001 EA mukaan. Mittari-anturissa ei ollut liikkuvia osia, joten laitteen elinikäennuste oli pitkä. Ennen mittauksen käyttöönottoa virtausmittauksen oikeellisuus tarkistettiin, pumpaamalla tiedetty vesimäärä mittarin läpi.

Syötetyn ilmamäärän säätölaitteistona käytettiin Bürgert'in (8630) virtauksen säätöventtiiliä, joka mittasi ilmamäärän paine-eroon perustuen. Venttiilin käyttöönoton parametrisoinnissa oli tapahtunut systemaattinen virhe. Mittausvirhettä epäiltiin jo tutkimuksen alkuvaiheessa määrittäessä puhdasvesikokeilla ilmastuslaitteiston hapensiirtokykyä, koska mittauksen perusteella syötetty ilmamäärä oli olosuhteisiin nähden epätodellisen suuri ja hapensiirtotehokkuus näin ollen huono. Tutkimuksen ajan jouduttiin kuitenkin käyttämään kyseistä säätöventtiiliä parametrisointivirheestä huolimatta, koska laitteentoimittaja ei kyennyt virhettä korjaamaan ja uuden laitteen toimitusaika oli niin pitkä, että opinnäytetyön koejakson aloitus olisi viivästynyt 2-3 kuukautta. Tästä johtuen täyden mittakaavan mitoitusparametreja ilmamäärän suhteen päätettiin ajaa koejaksojen jälkeen. Tässä tutkimuksessa esitetyt ilmamäärät eivät siis ole suoraan sovellutuskelpoisia, mutta ilmiöiden todentamiseen ne soveltuvat. Tutkimuksen jo loputtua Bürgert'in säätöventtiilin laitteiston rinnalle asetettiin

termiseen massavirtaukseen perustuva mittauslaitteisto, jolloin pystyttiin todentamaan ensimmäisen laitteiston mittausvirhe. Todellinen säiliöön mennyt ilmamäärä oli noin 20 % mitatusta ilmamäärästä. Mitattuja ilmamääriä käytettiin kuitenkin tässä tutkimuksessa ilmiöiden analysoinnissa, koska ilmamäärän trendin vaihteluun virhe ei vaikuttanut.

Liuenneen hapen mittaus suoritettiin WTW:n FDO 700 IQ anturilla. Liuenneen hapen mittausperiaate perustui optiseen luminesenssiin. Anturin kalvomoduuli oli asennettu 45 asteen kulmaan, mikä vähensi ilmakuplien aiheuttamia mittausvirheitä. Mittari toimitettiin valmiiksi kalibroituna, eikä mittaria tarvinnut käyttöönoton jälkeen kalibroida.

pH:n mittaukseen käytettiin WTW:n mittausanturia (Sensolyt 700 IQ). Digitaalinen pH-anturi sisälsi pH-elektrodin lisäksi myös integroidun lämpötila-anturin. Anturi kalibroitiin ennen käyttöönottoa ja kerran tutkimuksen aikana laitteen toimittajalta hankituilla kalibrointiliuoksilla.

Ammoniumtyppipitoisuus määritettiin WTW:n Ammolyt plus 700 IQ anturilla. Mittausmenetelmänä oli uudentyyppinen ioniselektiivinen mittaus, jossa  $\text{NH}_4$ -mittaustulos kompensoitiin kaliumin ( $\text{K}^+$ ) mittausarvolla. Mittausanturi kalibroitiin tutkimuksen alussa. Kuvassa 19 on esitetty käytössä olleet online-mittausanturit ja paineilmapuhdistussuutin.



Kuva 19 WTW:n liuennut happi-,  $\text{NH}_4$ - ja pH-mittausanturit sekä paineilmapuhdistimen suutin.

### 5.3.2 Mittausantureiden huolto

Tutkimuksen aikana analysaattoreiden antureita jouduttiin huoltamaan säännöllisesti, sillä rejektivesi osoittautui erittäin vaativaksi kohteeksi antureiden käytön kannalta. Happianturi oli muita antureita herkempi likaantumiselle. Liuenneen hapen mittauksen tarkkuus oli ensiarvoisen tärkeää, koska ilmansyöttöä ohjattiin mitatun jäännöshappipitoisuuden perusteella. Mittausanturia jouduttiin huoltamaan usein, koska anturin likaantumisen havaittiin vaikuttavan mittaustuloksiin. Tutkimuksen alkupuolella happianturia jouduttiin puhdistamaan manuaalisesti päivittäin. Tutkimusjakson puolivälissä happianturiin asennettiin automaattinen paineilmapuhdistin (kuva 19), joka hankittiin lisävarusteena laitteen toimittajalta. Paineilmapuhdistuksen todettiin toimivan, mutta sen vaikutus oli melko lyhytkestoinen. Anturin likaantuminen alkoi vaikuttaa mittaustuloksiin noin kahden vuorokauden päästä edellisestä manuaalisesta puhdistuksesta. Paineilmapuhdistuksen asennuksen jälkeen anturi puhdistettiin manuaalisesti joka toinen päivä. Varsinaisten koejaksojen loputtua anturiin asennettiin entistä tehokkaampi puhdistussuutin, jota oli kokeiltu aikaisemmin erittäin öljyisissä jätevesissä ja sen oli todettu toimivan hyvin. Tämän lisävarusteen vaikutus oli huomattavasti pitkäkestoisempi kuin aikaisemmin käytetyn, minkä ansiosta anturin manuaalinen puhdistus tehtiin enää vain kerran viikossa.

pH-mittauksen todettiin toimivan luotettavasti, eikä anturilla ollut taipumusta likaantua samaan tapaan kuin happianturilla. Mittauspään likaantuminen ei siis aiheuttanut epätarkkuutta pH-mittaustuloksiin. pH-mittari puhdistettiin kuitenkin manuaalisesti kerran viikossa.  $\text{NH}_4$ -mittaus toimi myös hyvin eikä likaantuminen osoittautunut ongelmaksi. Anturiin oli tosin asennettu lisävarusteena automaattinen paineilmapuhdistin. Lisäksi anturi puhdistettiin manuaalisesti kerran viikossa.

Näiden tulosten perusteella tulevaisuudessa tehtävissä päätöksissä tulee kuitenkin ottaa huomioon, että reaktorissa olevan lietteen laatu ja ominaisuudet vaihtelevat ja niiden vaikutusta anturien likaantumismopeuteen on vaikea arvioida. Esimerkiksi tehokkainta puhdistussuutinta kokeiltaessa happianturiin, reaktorissa



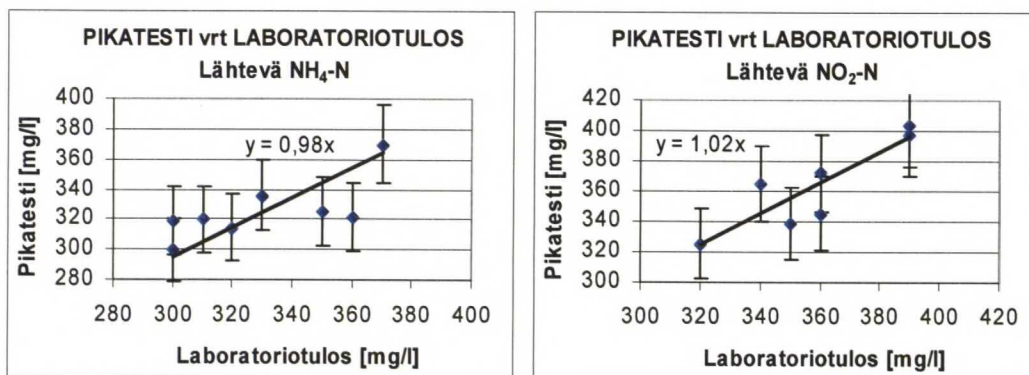
vallitsivat erilaiset olosuhteet kuin tutkimuksen alussa. Reaktorissa vaahdon muodostuminen oli vähäisempää ja pH oli korkeammalla (n. 8-8,2) kuin alussa, mikä on saattanut myös osalta vaikuttaa anturien vähentyneeseen likaantumiseen. Runsaan vaahtoamisen aikana antureiden puhdistustarpeen havaittiin lisääntyvän.

### 5.3.3 Oma analytiikka

Viikinmäen puhdistamon laboratoriossa tehtiin omana analytiikkana ammoniumtyppi- ja nitriittityppi -pikamäärytyksiä. Määrytykset suoritettiin Hach Langen fotometrisillä pikakittitesteillä käyttäen DR 2800-mittauslaitteistoa. Ammoniumtyppipitoisuudet määritettiin 13 mm:n viivakoodiputkitestillä (LCK302) ja nitriittityppi reagenssityyny-kyvettitestillä (Cat.2107569). Pikatestien käytön tarkoituksena oli seurata prosessimuutosten vaikutusta reaaliaikaisesti. Pikatestien tulosten perusteella pystyttiin arvioimaan muutosten suunta ja reagoimaan ennen kuin merkittäviä haitallisia muutoksia tapahtui.

Hach Langen mittauslaitteiston määrittämille nitriitin ( $\text{NO}_2\text{-N}$ ) analyysituloksille tehtiin korjaus, koska laitteiston antamissa tuloksissa huomattiin systemaattinen poikkeama verrattaessa tuloksia MetropoliLab-laboratoriotuloksiin. Laitteiston antama mittaustulos oli keskimäärin 25-30 % vähemmän kuin MetropoliLab-laboratoriosta saatu analyysitulos. Korjaus tehtiin sovittamalla laitteen antamat tulokset standardisuoralle, joka oli määritetty standardiliuoksien mittaustuloksista. Ammoniumtypen ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) mittaustulokset vastasivat hyvin laboratoriotuloksia ilman korjausta. Pikatestien tulokset pysyivät yhtä poikkeusta lukuun ottamatta aina laboratoriotuloksen virhemarginaalin ( $\pm 7\%$ ) sisäpuolella. Kuvassa 20 on esitetty pikatestien ja laboratoriotulosten vastaavuus, nitriittityypin pikakittitulokset ovat korjattu standardisuoran avulla.

Omana analytiikkana toteutettiin myös lietteen mikroskopointi aika ajoin. Mikroskopointilaitteistona olivat käytössä Leica 1000-mikroskooppi ja Leican mikroskopoinnin apuohjelmat.



Kuva 20 Pikatestien ja laboratoriotulosten vastaavuus.

### 5.3.4 Laboratorioanalytiikka

Oman analytiikan lisäksi näytteitä toimitettiin kaksi tai kolme kertaa viikossa MetropoliLab-laboratorioon analysoitavaksi. Tulevan ja lähtevän veden näytteistä määritettiin kiintoaine (SS), ammoniumtyppi ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ), alkaliteetti (alk.) ja kokonaistyyppi (kok.N). Lähtevästä näytteestä määritettiin lisäksi pH, nitriittityppi ( $\text{NO}_2\text{-N}$ ) ja nitraattityppi ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ). Näiden laboratoriotulosten ohella käytössä oli laitoksen normaaleihin velvoitetarkkailuanalyysihin kuuluva rejektin selkeytysaltaasta noin kaksi kertaa viikossa otetun rejektiveden näytteen (REL) tulokset. Taulukossa 7 on esitetty laboratoriossa käytetyt analyysimenetelmät ja niiden virhemarginaalit.

Taulukko 7 Laboratorioanalyysien menetelmät ja epävarmuus.

Analyysi	tunnus	Menetelmä	Yksikkö	Epävarmuus-%
Kiintoaine, GF/A	SS	*SFS-EN 872:2005	mg/l	10
pH, man	pH	SFS 3021:1979	-	3
Alkaliteetti	alk.	SFS-EN ISO 9963-1:1996	mmol/l	10
Ammonium-typpi	$\text{NH}_4\text{-N}$	*SFS 3032:1976, muunneltu	mg/l	15
Nitraattityppi	$\text{NO}_3\text{-N}$	*Sis. menetelmä Aquakem	mg/l	15
Nitriittityppi	$\text{NO}_2\text{-N}$	*Sis. menetelmä Aquakem	mg/l	15
Kokonaistyyppi	kok.N	*Sis. menetelmä Aquakem	mg/l	15

\*näyte on tutkittu akkreditoidulla menetelmällä

### 5.3.5 Hapenkulutusmittaukset

Tutkimuksen aikana määritettiin ulkoisena hiilenlähteenä käytetyn glykolin ja raakalietteen lisäyksen vaikutusta Sharon-prosessin lietteen hapenkulutusnopeuteen (OUR). Mittauslaitteistona käytettiin YSI 5100-laitetta, YSI 506-anturia ja hapenkulutustutkimukseen tarkoitettuja mittauspulloja.

Glykolin vaikutusta hapenkulutusnopeuteen selvitettiin annostelemalla lietteeseen 80 %:sta propyleeniglykolia (1 500 000 mgCOD<sub>Cr</sub>/l). Glykolin annosmäärinä käytettiin 0,2-15 ml, jotka vastasivat 12-900 mgCOD<sub>Cr</sub>/l<sub>liete</sub> annoksia. Raakalietteenä käytettiin Viikinmäen puhdistamon raakalietettä, joka sisälsi 42 000 mgCOD<sub>Cr</sub>/l. Tutkittaessa raakalietteen vaikutusta hapenkulutusnopeuteen, raakalietettä annosteltiin BOD<sub>7</sub>-pulloon 1,5-15 ml eli 250-2500 mgCOD<sub>Cr</sub>/l<sub>liete</sub>. Raakaliete oli laimennettu 1:2 eli samassa suhteessa kuin Sharon-liete.

Hapenkulutuskokeet suoritettiin seuraavasti: Liete otettiin reaktorista syklin vaiheesta, jossa ilmastus oli ollut päällä noin 10-20 min ja happipitoisuus oli noussut vähintään 1 mg/l. Lietettä pidettiin lämpöhauteessa, jotta sen lämpötila ei laskenut. Liete laimennettiin suhteessa 1:2 vesijohtoveteen. Sen jälkeen lietettä ravisteltiin voimakkaasti pullossa, jotta lietteeseen saatiin liukenemaan riittävä määrä hapetta (6-7 mg/l). Ravistelun jälkeen liete kaadettiin BOD<sub>7</sub>-pulloon (250 ml), johon oli jo annosteltu hiilenlähde. BOD<sub>7</sub>-pulloon asetettiin mittausanturi, jonka jälkeen suoritettiin hapenkulutusnopeuden mittaus.

Mittauslaitteen näytöltä seurattiin happipitoisuuden laskua ja sekuntikellolla mitattiin yhden mg/l happipitoisuuden laskuun kulunut aika. Käytössä ollut laite olisi myös pystynyt määrittämään suoraan hapenkulutusnopeuden, mutta tulokset olivat epäluotettavia ja rinnakkaisnäytteiden arvot erosivat liian paljon toisistaan. Tämän vuoksi päädyttiin laskemaan hapenkulutusnopeus happipitoisuuden aleneman ja siihen kuluneen ajan perusteella. Yhden milligramman per litra happipitoisuuden laskuun kulunut aika kirjattiin ylös aina samalla happipitoisuudella (5,5-4,5 mg/l), jotta tulokset olivat vertailukelpoisia. Kokeiden tulokset ovat esitetty kappaleessa 6.8.

Hapenkulutusmittauksia tehtäessä lämpötilan huomattiin vaikuttavan merkittävästi hapenkulutusnopeuteen. Tämä johtuu lämpötilan suuresta vaikutuksesta lietteen biologiseen aktiivisuuteen ja siten hapenkulutusnopeuteen. Menetelmän testauksessa lietettä ei pidetty lämpöhauteessa ja lietteen lämpötila



laski kokeiden aikana noin 10 °C. Lämpötilan lasku vaikutti hapenkulutusnopeuteen noin 40 mg/l h, mikä havaittiin kokeiden alussa ja lopussa tehdyistä nollanäytteistä. Lisäksi happipitoisuuden mittausturinin kalvon hitaus aiheutti ongelmia, sillä lietteen aktiivisuus oli niin suuri, että kalvo ei pysynyt nopeasti laskevan happipitoisuuden perässä. Erityisesti ongelma ilmeni raakalietteen lisäyksen aikana, koska se kasvatti paljon hapenkulutusnopeutta. Kyseiseen YSI 506-anturiin ei ole saatavilla nopeampia kalvoja, minkä vuoksi lietettä laimennettiin, ja sen todettiin ratkaisevan ongelman.

## 6 TULOKSET JA TULOSTEN TARKASTELU

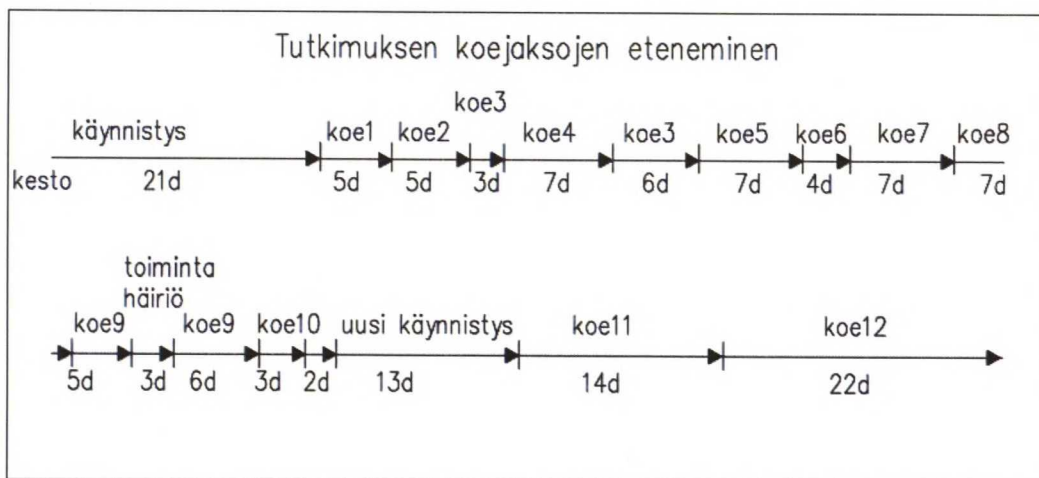
### 6.1 Koejaksot

Tutkimus suoritettiin Viikinmäen jätevedenpuhdistamolla mädätetyn lietteen käsittelyssä syntyvällä rejektivedellä. Tutkimuksen aikana järjestettiin koejaksoja, joiden tavoitteena oli määrittää optimaaliset prosessiolosuhteet ja -parametrit. Laitosolosuhteissa rejektiveden laadulliset vaihtelut ovat tyypillisiä. Myös tutkimuksen aikana rejektiveden ominaisuudet ja siten kuormitus vaihtelivat. Tämän ajateltiin hankaloittavan tutkimuksen toteutusta ja tekevän tulosten analysoinnista haasteellista. Rejektin ominaisuuksien vaihtelu ei loppujen lopuksi aiheuttanut ongelmia tutkimuksen toteutuksessa. Taulukossa 8 on esitetty tutkimuksen aikana lukuun ottamatta käynnistysjaksoa prosessiin syötetyn rejektiveden (RPT) ominaisuuksien keskiarvot ja keskihajonnat sekä minimi- ja maksimiarvot, jotka ovat määritetty MetropoliLab-laboratorion analyysituloksista. Kuvassa 21 on esitetty koejaksojen eteneminen tutkimuksen aikana ja taulukossa 9 on esitetty tehdyt koejaksot, niiden asetusparametrit ja kesto.

Taulukko 8 Syötetyn rejektiveden (RPT) ominaisuudet

Suure	Yksikkö	RPT (KA ± SD)	min	max
SS	mg/l	1430 ± 970	460	4300
alk.	mmol/l	59,1 ± 4,6	47	68
NH4-N	mg/l	690 ± 40	620	760
kok.N	mg/l	830 ± 75	700	1000

SD = keskihajonta



Kuva 21 Koejaksojen eteneminen tutkimuksen aikana.

Taulukko 9 Koejaksojen asetusparametrit ja jaksojen kesto.

Koejakso 1	Virtaus m <sup>3</sup> /d	Viip. AER	Happipitoisuus	Kesto	Aloituspvm.
Koe 1*	3	1d	4 mg/l	5d	10.1.09
Koe 2	3	1d	4 mg/l	5d	15.1.09
Koe 3	3	1d	2 mg/l	3+7d	20.1.+ 30.1.09
Koe 4	3,7	0,8d	2 mg/l	7d	23.1.09
Koe 5	3	1d	1 mg/l	7d	6.2.09
Koe 6	3	1d	0,7 mg/l	4d	13.2.09
Koejakso 2		Viip.AER / ANOX			
Koe 7	2,7	1d / 0,1d	2 mg/l	7d	19.2.09
Koe 8	2,1	1d / 0,4d	2 mg/l	7d	27.2.09
Koe 9	2,4	1d / 0,25d	2 mg/l	5+6d	6.3.+14.3.09
Koe 11	2,6	1d / 0,15d	2 mg/l	14d	7.4.09
Koe 12	2,5	1d / 0,2d	2 mg/l	22d	23.4.09
Koejakso 3		Viip.AER / ANOX		Hiiililähde	Kesto Aloitus pvm.
Koe 10	2,7	1d / 0,1d	1,2 kgCOD/m <sup>3</sup>	3d	21.3.09

\*ei lämmitintä

Ennen varsinaisten koejaksojen alkamista toteutettiin käynnistysjakso, jonka aikana prosessi saatiin käyntiin ja toimimaan suhteellisen vakaana. Kaikkien kokeiden aikana, lukuun ottamatta ensimmäistä (koe1), käytettiin lisälämmitystä, jonka avulla lämpötila pyrittiin pitämään 31 ja 33 °C välillä.

Ensimmäisen koejakson (kokeet 1-6) aikana reaktori pidettiin jatkuvasti ilmastettuna. Tämän koejaksojen aikana määritettiin prosessille optimaalinen aerobinen viipymä (AER) ja happipitoisuus (DO). Käynnistysjakson aikana viipymää laskettiin kolmesta vuorokaudesta alaspäin. Käynnistysjakson lopussa todettiin yhden vuorokauden olevan lähellä optimaalista aerobista viipymää, koska nitriittityppeä alkoi kertyä prosessiin ja nitraattitypen tuotto väheni. Tämän vuoksi prosessin toimintaa tutkittiin vain 1,0 vuorokauden ja 0,8 vuorokauden viipymillä. Jakson aikana prosessia ajettiin neljällä eri happipitoisuudella, jotka olivat 4 mg/l, 2 mg/l, 1 mg/l ja 0,7 mg/l.

Toisessa koejaksossa (kokeet 7-9 ja kokeet 11-12) reaktoria ilmastettiin jaksoittain. Syklin alussa ilmastuslaitteisto oli kytketty pois päältä, jotta saavutettiin anoksiset olosuhteet denitrifikaatiovaiheeseen. Tämän jakson päämääränä oli seurata denitrifikaation toteutumista reaktiveden sisältämän oman hiilen avulla, ja määrittää paras mahdollinen anoksinen viipymä (ANOX).



Tutkimuksen aikana tehtiin kokeita viidellä eri anoksisella viipymällä (0,1 d, 0,15 d, 0,2 d, 0,25 d ja 0,4 d), mutta kokeita ei suoritettu tässä järjestyksessä (kuva 21). Kokeet 0,15 vuorokauden ja 0,2 vuorokauden viipymillä suoritettiin toisen käynnistysjakson jälkeen, mikä täytyy huomioida tuloksia tarkasteltaessa.

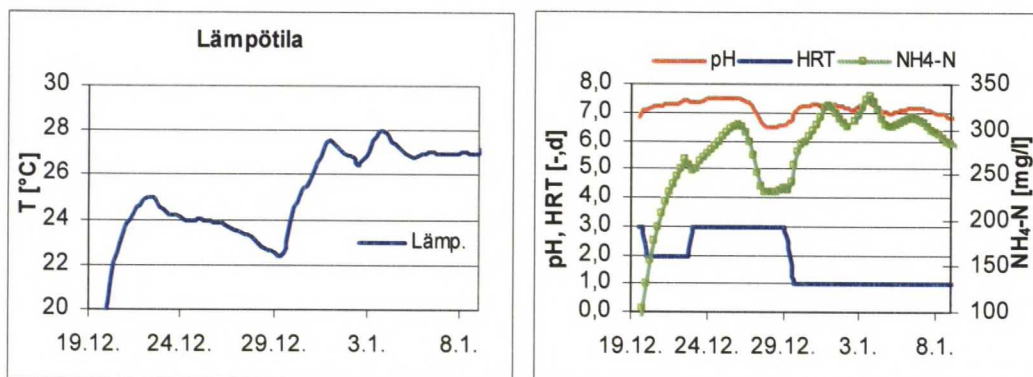
Viimeisessä koejaksossa (koe 10) oli tarkoitus tutkia eri annosmäärillä propyleeniglykolin käyttöä ulkoisena lisähiilenlähteenä denitrifikaatiovaiheessa. Ensimmäisen hiililähteen lisäyskokeen aikana havaittiin kuitenkin biologisen toiminnan heikentyminen ja lopulta sen loppuminen kokonaan. Tämän epäonnistuneen kokeen jälkeen jouduttiin prosessi käynnistämään uudelleen, eikä tämän opinnäytetyön puitteissa ollut enää aikaa tehdä kokeita toisella ulkoisella lisähiilenlähteellä.

## 6.2 Käynnistysjakso

Biologinen prosessi käynnistettiin 19.12.2008 puhdistamon omalla nitrifioivalla aktiivilietteellä. Aktiiviliete otettiin laitoksen biologisen prosessin ilmastusaltaan loppupäästä ja kuljetettiin imuautolla reaktoriin. Aktiivilietteen lämpötila oli ottohetkellä 9 °C. Aktiivilietteen tuonnin jälkeen reaktoriin syötettiin rejektivettä kahden tunnin sykleissä. Reaktoria pidettiin jatkuvasti ilmastettuna käynnistuksen ajan. Aluksi prosessia operoitiin kahden vuorokauden hydraulisella viipymällä (HRT), joka nostettiin kolmantena päivänä kolmen vuorokauden viipymään ja kymmenentenä päivänä (29.12.) se laskettiin yhteen vuorokauteen. Jakson aikana happipitoisuuden asetusarvoina olivat 3 mg/l, 4 mg/l ja 5 mg/l. Syötetyn rejektiveden kiintoainepitoisuus vaihteli käynnistuksen aikana laajalla alueella (810-7700 mgSS/l), mutta sillä ei havaittu olevan vaikutusta prosessin toimintaan. Syötetty ammoniumtyppipitoisuus vaihteli 550-630 mgNH<sub>4</sub>-N/l.

Kuvassa 22 on esitetty käynnistysjakson lämpötilan, pH:n, HRT:n ja NH<sub>4</sub>-N:n online-mittaustiedot kuuden tunnin keskiarvoina. Lämpötila reaktorissa nousi kolmen vuorokauden aikana 25 °C:een, jonka jälkeen se alkoi taas hiljalleen laskea (kuva 22). Yhdennentoista vuorokauden jälkeen lämpötila nousi lineaarisesti 5 astetta ja tasaantui muutaman vuorokauden sisällä 27 ja 28 °C:een välille.

Käynnistyksen aikana pH:n trendistä havaittiin biologisen toiminnan alkaminen ja sen tehostuminen. Kahdeksantena päivänä (27.12.) pH laski yllättäen samanaikaisesti  $\text{NH}_4\text{-N}$  pitoisuuden kanssa. pH:n lasku aiheutui nitrifikaatioreaktiosta. Samaan aikaan happipitoisuus ja viipymä pysyivät samoina, joten nämä eivät vaikuttaneet muutokseen. Hydraulisen viipymän lasku kolmesta vuorokaudesta yhteen vuorokauteen, nosti pH:ta, ammoniumtyppipitoisuutta ja lämpötilaa. Tämä johtui reaktoriin syötetystä suuremmasta hydraulisesta virtaamasta, jonka lyhyempi viipymä aiheuttaa.

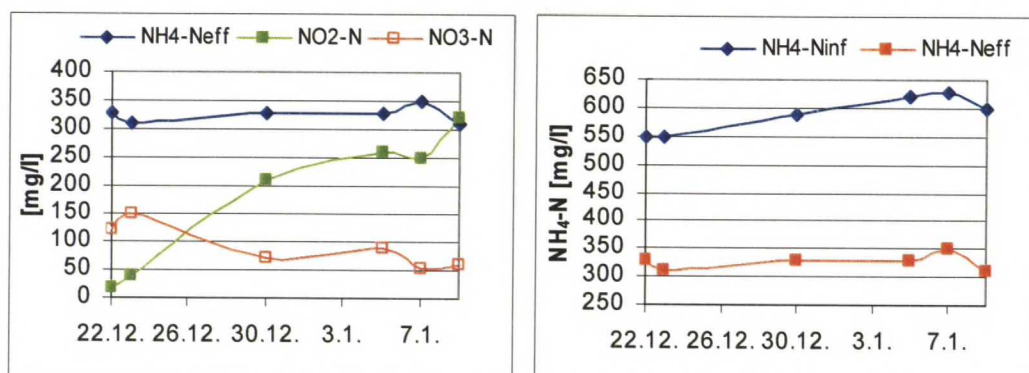


Kuva 22 Käynnistysvaiheen lämpötila sekä pH, HRT ja  $\text{NH}_4\text{-N}$ -pitoisuus

Ensimmäiset MetropoliLab-laboratoriomääritykset reaktorista otetuista näytteistä tehtiin kolme vuorokautta käynnistyksen jälkeen. Kaikkiaan käynnistyksen aikana laboratorioanalyysyjä tehtiin kuutena eri päivänä. Analyysituloksista havaittiin ammoniumtypen hapettuvan käynnistyksen alkupuolella pääasiassa täydellisesti eli ammoniumtypestä nitraattitypeksi asti. Tämä johtui siitä, että ilmastusaltaasta otettu aktiiviliete sisälsi enemmän ilmastusaltaan viileämmissä oloissa aktiivisempaa nitrifikaatio-bakteerilajia (nitrobacter), jotka hapettavat nitriitin edelleen nitraatiksi. Tämän vuoksi nitriittiä ei aluksi kertynyt prosessiin. Nitriittipitoisuus näytti kuitenkin kasvavan vähitellen (kuva 23), josta voidaan päätellä ammoniumhapettajabakteerien sopeutuvan uusiin olosuhteisiin ja kasvavan nopeammin kuin nitriitinhapettajabakteerit. Kun viipymä laskettiin yhteen vuorokauteen, nitriittiä muodostui enemmän kuin nitraattia. Tästä pääteltiin, että Nitrosomonas-bakteerit alkoivat olla vallitsevia bakteereita reaktorissa ja Nitrobacter-bakteerit alkoivat huuhtoutua pois prosessista lyhyen viipymän vuoksi.



Käynnistyksen aikana pystyttiin parhaimmillaan poistamaan ammoniumtyyppiä 48 %, joka vastasi 290 mgNH<sub>4</sub>-N/l (0,29 kg/m<sup>3</sup>d). Kuvassa 23 on esitetty reaktorista lähtevän rejektin ammonium-, nitriitti- ja nitraattityyppipitoisuudet sekä tulevan ja lähtevän rejektin ammoniumtyyppipitoisuudet (NH<sub>4</sub>-N<sub>inf</sub> ja NH<sub>4</sub>-N<sub>eff</sub>).



Kuva 23 Käynnistysvaiheen lähtevät rejektin NH<sub>4</sub>-N-, NO<sub>2</sub>-N- ja NO<sub>3</sub>-N-pitoisuudet sekä tulevan ja lähtevän rejektin NH<sub>4</sub>-N-pitoisuudet.

Käynnistysjakso kesti 21 vuorokautta, jonka loppupuolella ammoniumtyppi alkoi pääasiassa hapettua nitriitiksi, eikä nitraattia enää muodostunut niin paljon kuin alussa. Kokonaisuudessaan käynnistysjakso sujui hyvin ja ongelmitta lukuun ottamatta runsasta vaahdon muodostumista.

Tutkimuksen puolesta välissä (25.3.) jouduttiin prosessi käynnistämään uudelleen, koska ulkoisen lisähiilenlähteen lisäys denitrifikaatiovaiheeseen pysäytti biologisen toiminnan. Tämä johtui joko hiililähteen liian suuresta äkillisestä annostuksesta tai mitä todennäköisimmin sen sisältämästä tuntemattomasta ainesosasta, jolla oli inhiboiva vaikutus biologiseen toimintaan (kts. kappale 6.8). Käynnistys toteutettiin samaan tapaan kuin ensimmäisellä kerralla eli ilmastusaltaan loppupäästä otettua nitrifioivaa aktiivilietettä käytettiin siemenlietteenä. Reaktoria ei tyhjennetty aivan kokonaan ennen käynnistystä vaan noin ¼ reaktorista olevasta lietteestä jätettiin reaktoriin sen toivossa, että kaikki nitrifikaatiobakteerit eivät olisi tuhoutuneet. Vaarana oli, että reaktorissa oleva liete olisi inhiboitunut jonkin myrkyllisen ainesosan takia ja se olisi jatkanut uuden lietteen inhibointia edelleen. Riski kuitenkin otettiin ja lietteestä osa jätettiin reaktoriin, mikä loppujen lopuksi luultavasti nopeutti prosessin käynnistystä. Prosessia ajettiin ensiksi neljän vuorokauden viipymällä, jota vähi-

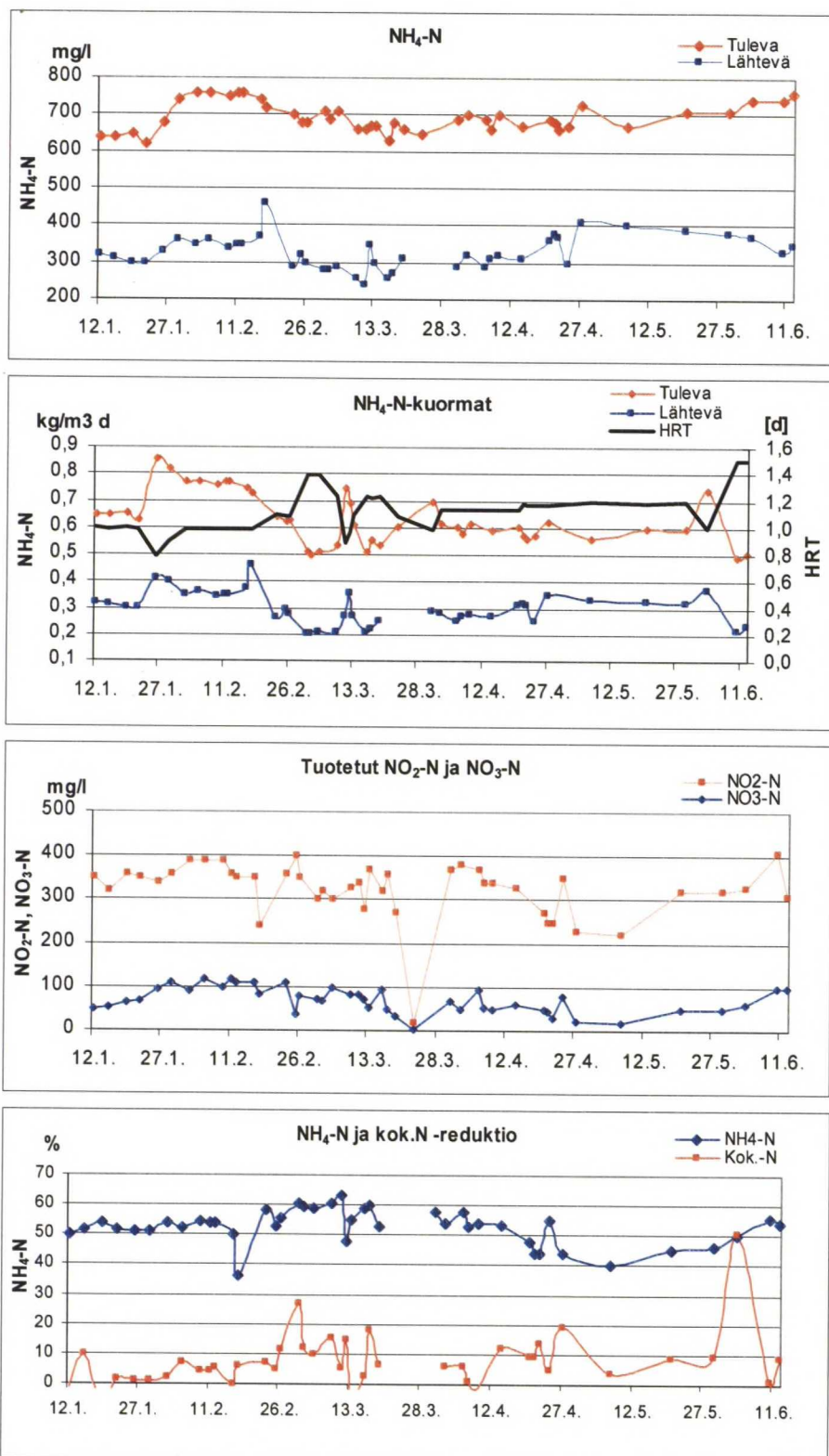


tellen laskettiin seuraavien seitsemän päivän aikana yhden vuorokauden viipymään. Reaktoria pidettiin jatkuvasti ilmastettuna. Jo viiden vuorokauden jälkeen ammoniumtyppi oli hapettunut enimmäkseen nitriitiksi ja 58 % ( $0,27 \text{ kg/m}^3\text{d}$ ) ammoniumtyppireduktio oli saavutettu. 13 vuorokautta käynnistyksen jälkeen ammoniumtyppireduktio oli jo noussut  $0,39 \text{ kg/m}^3\text{d}$ , prosentuaalisen reduktion pysyessä samana. Tällöin todettiin prosessin olevan jälleen toimintakuntoinen ja koejaksoja voitiin jatkaa. Prosessin uudelleen käynnistyminen saavutettiin seitsemän vuorokautta nopeammin kuin ensimmäisellä kerralla.

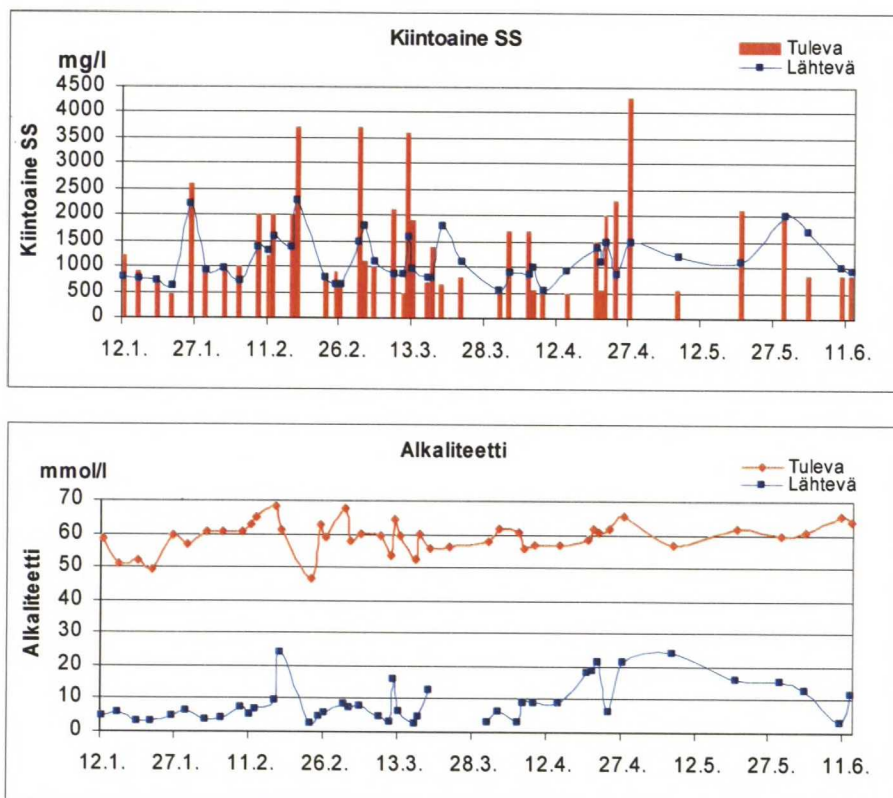
### 6.3 Puhdistustulokset

Tässä kappaleessa on esitetty koko tutkimuksen aikana saavutetut kiintoaine-, alkaliteetti-, ammoniumtyppi- ja kokonaistyyppipuhdistustulokset. Esitetyt tulokset ovat tulevan ja lähtevän veden MetropoliLab-laboratorion analyysituloksia ja niistä laskettuja kuormituksia sekä reduktioita. Kuvassa 24 on esitetty tulevan ja lähtevän veden  $\text{NH}_4\text{-N}$ -pitoisuudet,  $\text{NH}_4\text{-N}$ -kuormitukset,  $\text{NH}_4\text{-N}$ - ja kok.N-reduktiot sekä tuotetut nitriittityppi- ja nitraattityppipitoisuudet. Kuvassa 25 on esitetty tulevan ja lähtevän veden kiintoainepitoisuus ja alkaliteetti. Tuloksia tarkasteltaessa on huomioitava, että prosessin olosuhteet ja ajoparametrit vaihtelivat tutkimuksen aikana. Eri koejaksojen tulokset on käsitelty edempänä omissa kappaleissaan.

Tulevan veden ammoniumtyppipitoisuus vaihteli tutkimuksen aikana. Lähtevän veden ammoniumtyppipitoisuuteen vaikutti käytössä olevat ajoparametrit. Ammoniumtyppikuorman havaittiin kasvavan, kun hydraulista viipymää (HRT) lyhennettiin. Tämä johtuu siitä, että hydraulisen viipymän lyhentyessä syötetty hydraulinen virtaama kasvoi ja sen vuoksi kuormitus oli suurempi. Koko tutkimuksen ajan tuotettu nitriittityppipitoisuus oli korkeampi kuin nitraattityppipitoisuus huolimatta ajoparametrien muutoksista. Maaliskuun puolivälissä tapahtunut nitriittipitoisuuden lasku aiheutui ulkoisen hiilenlähteen syötön inhiboivasta vaikutuksesta ja prosessin uudelleen käynnistyksestä.  $\text{NH}_4\text{-N}$ -reduktio pysyi keskimäärin 50-60 %:n välillä ja kokonaistyyppireduktio 5-15 %:n välillä.



Kuva 24 Koko tutkimuksen aikaiset Metropolilab-laboratoriotulokset: Tulevan ja lähtevän veden ammoniumtyppipitoisuus ja -kuormitus, tuotettujen nitriittityppi- ja nitraattityppipitoisuudet sekä ammoniumtyppi- ja kokonaistyyppireduktiot.



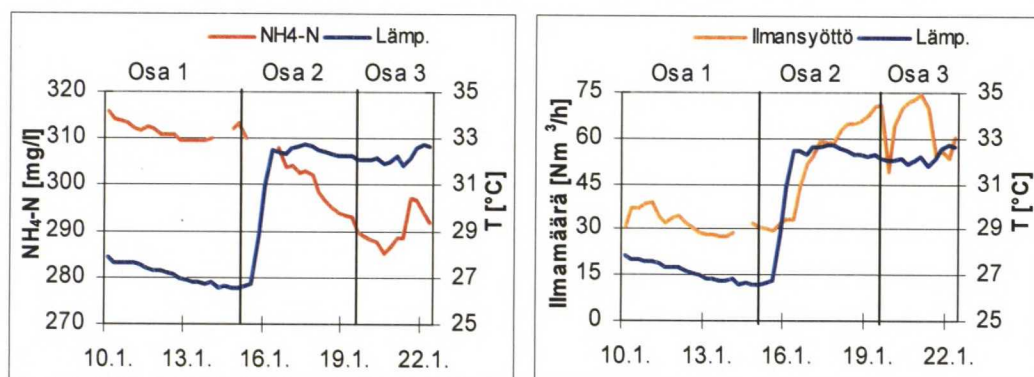
Kuva 25 Koko tutkimuksen aikaiset MetropoliLab-laboratoriotulosket: Tulevan ja lähtevän veden kiintoainepitoisuus ja alkaliteetti.

## 6.4 Lämpötila

Koeajojen aikana laitteistoa ajettiin lisälämmittimen kanssa ja ilman lämmitintä, koska haluttiin tutkia onko lämpötilan nostolla vaikutusta prosessin toimintatehokkuuteen. Lämmittämättömän jakson aikana lämpötila vaihteli 26,6 °C:n ja 27,7 °C:n ja lämmitetyn 31,8 °C:n ja 32,8 °C:n välillä. Ensimmäisessä kokeessa tutkittiin prosessin toimintaa ilman lämmitintä, toisessa kokeessa lämmittimen kanssa. Kolmas koe erotettiin toisesta kokeesta, koska ilmansyöttö alkoi rajoittaa prosessia ja happipitoisuutta jouduttiin laskemaan, eikä tämän vuoksi ajoparametrit olleet enää samat. Kuvassa 26 on esitetty lämpötilan noston vaikutus reaktorissa olevaan ammoniumtyppipitoisuuteen ja reaktoriin syötettyyn ilmamäärään. Mittaustiedot ovat ammoniumtypen, lämpötilan ja ilmansyötön online-mittauksien kuuden tunnin keskiarvoja. Kuvassa 26 on eri kokeet erotettu pystyviivoilla ja ne on nimetty Osa 1, Osa 2 ja Osa 3. Osassa 1 (10.1.-15.1.) lämmitin ei ollut käytössä ja happipitoisuuden asetusarvo oli 4 mg/l. Osassa 2



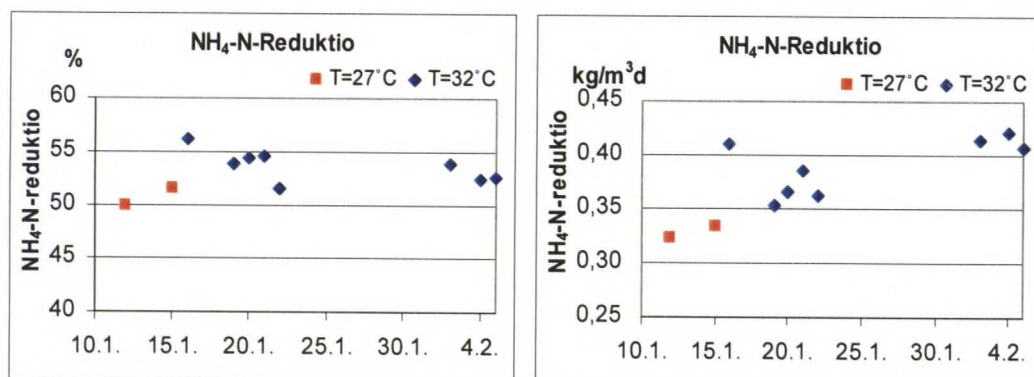
(15.1.-20.1.) lämmitin oli käytössä ja happipitoisuuden asetusarvo oli 4 mg/l. Osassa 3 (20.1.-22.1.) lämmitin oli edelleen toiminnassa, mutta happipitoisuuden asetusarvo laskettiin 2 mg/l ilmansyötön alkaessa rajoittaa prosessia. Syötettyjä ilmamääriä tarkasteltaessa on huomioitava, että mitattu ilmamäärä ei vastaa todellista syötettyä ilmamäärää, koska ilman parametrisoinnissa oli tapahtunut systemaattinen virhe (kts. kappale 5.3.1). Kuitenkin syötetyn ilmamäärän trendistä voidaan havaita tapahtuneet muutokset ja niitä voidaan pitää paikkansa pitävinä.



Kuva 26 Lämpötilan noston vaikutus NH<sub>4</sub>-N-pitoisuuteen ja ilmansyöttöön.

Kuvasta 26 voidaan selvästi havaita ensimmäisen osan jälkeisen lämpötilan noston vähentävän ammoniumtyyppipitoisuutta ja suurentavan ilmansyöttöä. Ammoniumtyyppipitoisuus pieneni lämpötilan noston seurauksena, koska lietteen organismien aktiivisuus kasvoi ja ne pystyivät hapettamaan NH<sub>4</sub>:a tehokkaammin. Lämpötilan noustessa ilmansyötön kasvu johtui osaksi hapen heikentyneestä liukoisuudesta lämpimämpään veteen ja osaksi lietteen aktiivisuuden lisääntymisestä, joka kasvatti hapenkulutussnopeutta. Osan 3 ilmansyötön äkillinen lasku johtui happipitoisuuden asetusarvon laskemisesta neljästä mg/l:sta kahteen mg/l:an, minkä vuoksi prosessiin syötettiin vähemmän ilmaa. Samaan aikaan ammoniumtyyppipitoisuus kasvoi, mikä johtui bakteerien käytössä olevan liuennan hapen pienentymisestä ja täten bakteerien hapetustehokkuuden laskusta. Lietteen havaittiin olevan aktiivisempaa korkeammassa lämpötilassa, koska lähtevä ammoniumtyyppipitoisuus oli pienempi ja ilmansyöttö oli noin 2 kertaa suurempi kuin ilman lämmitintä. Tästä voi päätellä lietteen kuluttavan happea enemmän eli olevan aktiivisempaa.

Kuvassa 27 on esitetty laboratorioanalyyseistä lasketut ammoniumtyppireduktiot lämpötilassa 27 °C ja 32 °C. Saavutetut reduktiot ovat suuremmat korkeammassa lämpötilassa sekä prosentuaalisesti että  $\text{kgNH}_4\text{-N/m}^3\text{d}$ .

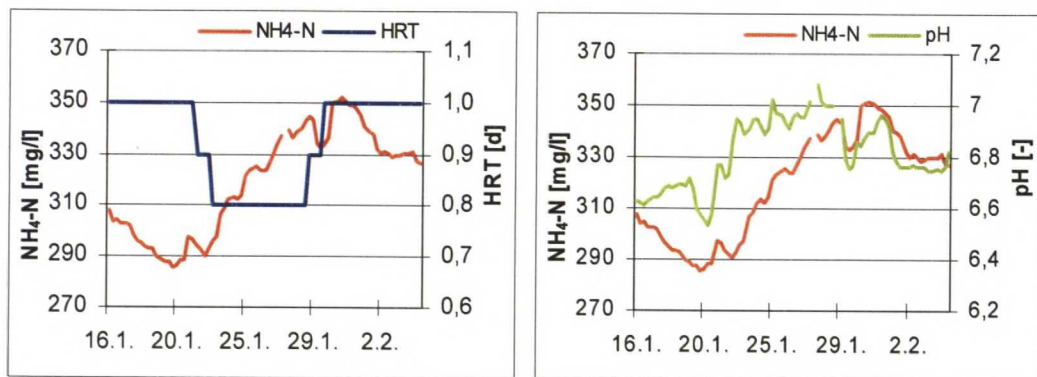


Kuva 27 Lämpötilan vaikutus NH<sub>4</sub>-reduktioon.

## 6.5 Viipymä

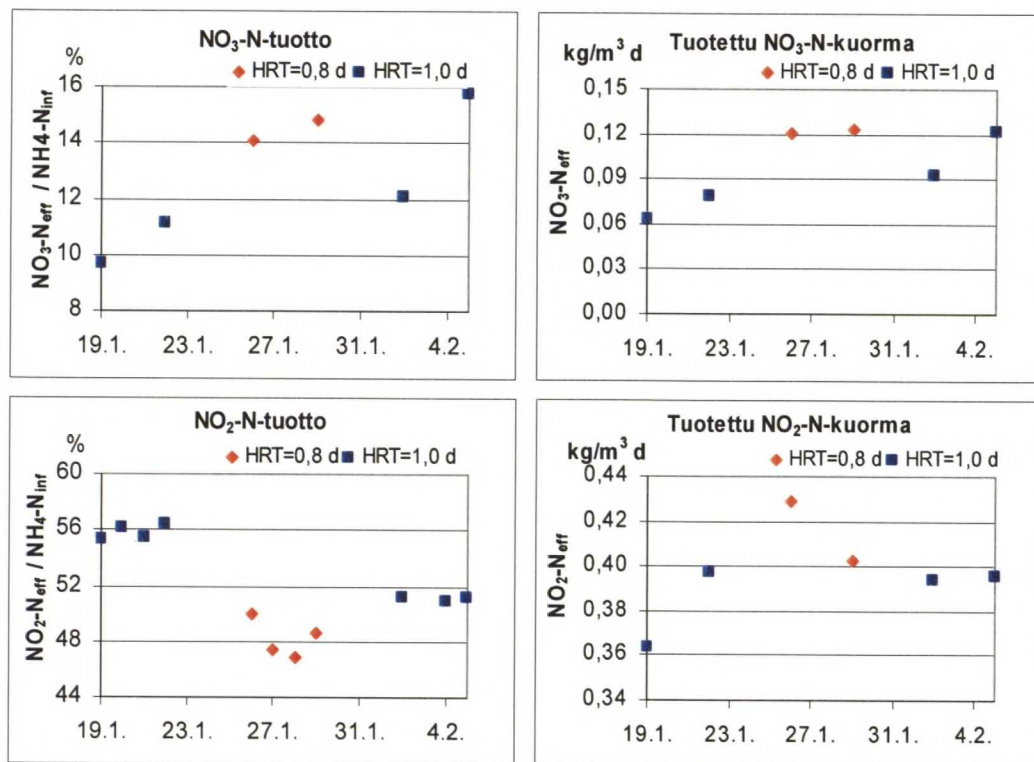
Käynnistysjakson aikana todettiin, että mahdollisimman lyhyt viipymä on optimaalinen Sharon-prosessille. Tällöin nitriitinhapettajabakteerit huuhtoutuvat pois prosessista. Tämä on myös todettu aiheita käsittelevässä kirjallisuudessa (Hellings *et al.*, 1998; Mulder *et al.*, 2001; van Dongen *et al.*, 2001a). Jakson aikana reaktori oli jatkuvasti ilmastettuna eli hydraulinen viipymä vastasi aerobista viipymää. Koeajojen aikana tutkittiin 0,8 ja 1,0 vuorokauden viipymien vaikutuksia prosessiin.

Kuvassa 28 on esitetty ammoniumtyppipitoisuuden ja hydraulisen viipymän sekä pH:n online-mittaustiedot kuuden tunnin keskiarvoina. Viipymän lyhentyessä 1,0 vuorokaudesta 0,8 vuorokauteen NH<sub>4</sub>-N-pitoisuus ja pH alkoivat nousta. Muutokset aiheutuivat osaksi tulokuorman suurentumisesta ja osaksi ammoniumtyppireduktion huonontumisesta. Tästä johtuen NH<sub>4</sub>-a alkoi kerääntyä prosessiin ja pH oli korkeampi kuin pidemmällä viipymällä. Prosessia ajettiin lyhyemmällä viipymällä seitsemän vuorokautta, koeajoja jatkettaessa olisi NH<sub>4</sub>-N-pitoisuus todennäköisesti noussut entisestään. Kun viipymä nostettiin takaisin 1,0 vuorokauteen, alkoi NH<sub>4</sub>-N-pitoisuus ja samoin pH vähitellen laskea. Viipymän liiallinen lyhentäminen saattaa aiheuttaa bakteerien huuhtoutumisen, prosessin ylikuormittumisen ja siten puhdistustehokkuuden heikkenemisen.



Kuva 28 Viipymän lyhentämisen vaikutus  $\text{NH}_4\text{-N}$ -pitoisuuteen ja pH:hon.

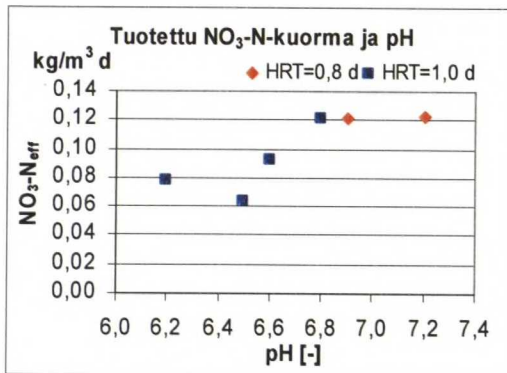
Viipymän ollessa 0,8 vuorokautta tulevan veden ammoniumtypestä muodostui noin 14,5 % nitraattityppeä ja 48 % nitriittityppeä. Viipymän ollessa 1,0 vuorokausi, tulevan veden ammoniumtypestä muodostui 12 %  $\text{NO}_3\text{-N}$ :ä ja 55 %  $\text{NO}_2\text{-N}$ :ä. Lyhyemmällä viipymällä prosentuaalinen nitraattitypen tuotto kasvoi ja nitriittitypen tuotto väheni verrattaessa 1,0 vuorokauden viipymän tuloksiin (Kuva 29).



Kuva 29 Nitraattityppi- ja nitriittityppituotto tulevan veden ammoniumtypestä sekä tuotettu nitraatti- ja nitriittityppikuorma 0,8 ja 1,0 vuorokauden viipymillä.

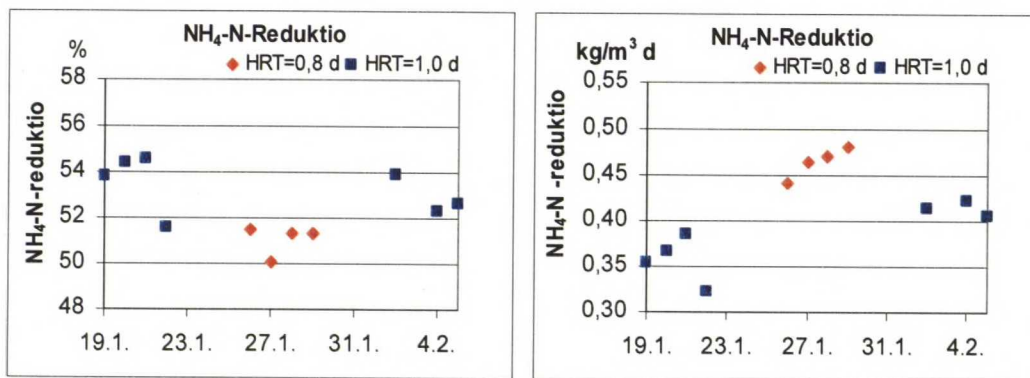


Kirjallisuuden mukaan nitraatin osuuden tulisi pienentyä viipymän lyhentyessä, johtuen nitriitinhapettajabakteerien hitaammasta kasvunopeudesta korkeassa lämpötilassa. (Hellinga *et al.*, 1998). Kasvaneeseen nitraatin muodostumiseen voi olla osasyynä pH, sillä pH oli ainut muuttuva tekijä prosessiolosuhteissa. Viipymän ollessa 0,8 vuorokausi, prosessissa oli korkeampi pH (6,9-7,2) kuin viipymän ollessa 1,0 vuorokausi (pH 6,2-6,8) (kuva 30). Mahdollisesti korkeampi pH luo paremman kasvuympäristön nitriitinhapettajabakteereille.



Kuva 30 Tuotettu nitraattityppikuorma pH:n funktiona viipymillä 0,8 d ja 1,0 d.

Ammoniumtyppireduktio oli 0,8 vuorokauden viipymällä keskimäärin 0,47 kg/m<sup>3</sup>d ja 1,0 vuorokauden viipymällä 0,38 kg/m<sup>3</sup>d. Reduktio oli siis suurempi 0,8 vuorokauden viipymällä tarkasteltaessa poistettua typpikuormaa. Verrattaessa NH<sub>4</sub>-N-reduktiota prosentuaalisesti, 0,8 vuorokauden viipymällä ammonium-typpeä poistui 51 % ja 1,0 vuorokauden viipymällä 53 %. (Kuva 31). Lyhyemmällä viipymällä pystytään käsittelemään suurempi kuorma, mutta vaarana on tällöin nitrifikaatiobakteerien huuhtoutuminen prosessista epävakaina aikoina. Optimaaliseksi aerobiseksi viipymäksi valittiin 1,0 vuorokausi, koska lähtökohtana oli toteuttaa vakaa prosessi sekä tuottaa mahdollisimman paljon NO<sub>2</sub> ja mahdollisimman vähän NO<sub>3</sub>.

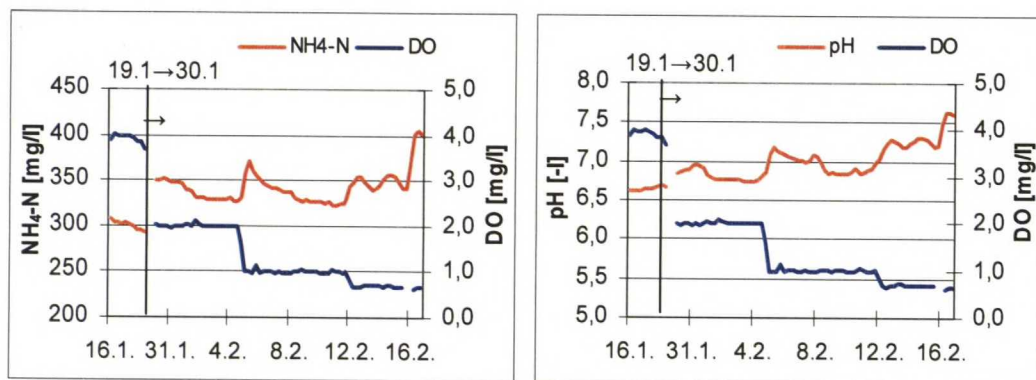


Kuva 31 Ammoniumtyppireduktiot 0,8 ja 1,0 vuorokauden viipymillä.

## 6.6 Happipitoisuus

Tutkimuksen aikana oli myös tarkoituksena määrittää prosessille optimihappipitoisuus (DO). Jakson aikana kokeiltiin eri happipitoisuuksia: 4 mg/l, 2 mg/l, 1,0 mg/l ja 0,7 mg /l. Koeajojen aikana reaktori oli jatkuvasti ilmastettu ja viipymä oli 1,0 vuorokausi. Tarvittavan happipitoisuuden määrittäminen oli ensisijaisen tärkeää, koska ilmastuksesta aiheutuvat energiakustannukset muodostavat suurimman osan täyden mittakaavan käyttökustannuksista.

Ensimmäinen koeajo tehtiin 4 mg/l happipitoisuudella. Pitoisuutta kokeiltiin vain kolme vuorokautta (16.1.-19.1.), koska ilmavirtauksen säätöventtiilin yläraja alkoi rajoittaa ilman syöttöä, eikä kolmen vuorokauden jälkeen enää saavutettu 4 mg/l jäännöshappipitoisuutta. Tältä jaksolta ei ole laboratorioanalyysituloksia, vaan ainoastaan online-mittaustuloksia. Seuraava koejakso tehtiin pitoisuudella 2 mg/l ja se toteutettiin aikavälillä 30.1.-5.2. ja sen jälkeen tutkittiin 1 mg/l happipitoisuutta aikavälillä 6.2.-12.2. Viimeisenä kokeiltiin vielä 0,7 mg/l happipitoisuutta (13.2.-17.2.). Kuvassa 32 on esitetty kyseisiltä koejaksoilta happipitoisuuden vaikutus NH<sub>4</sub>-N-pitoisuuteen ja pH-arvoon. Mittaustiedot ovat online-mittauksien kuuden tunnin keskiarvoja. Kuvaajissa on erotettu pystyviivalla aikahyppäys 19.1.-30.1., jonka aikana tehtiin muita koeajoja, jotka eivät liittyneet optimaalisen happipitoisuuden määrittämiseen.

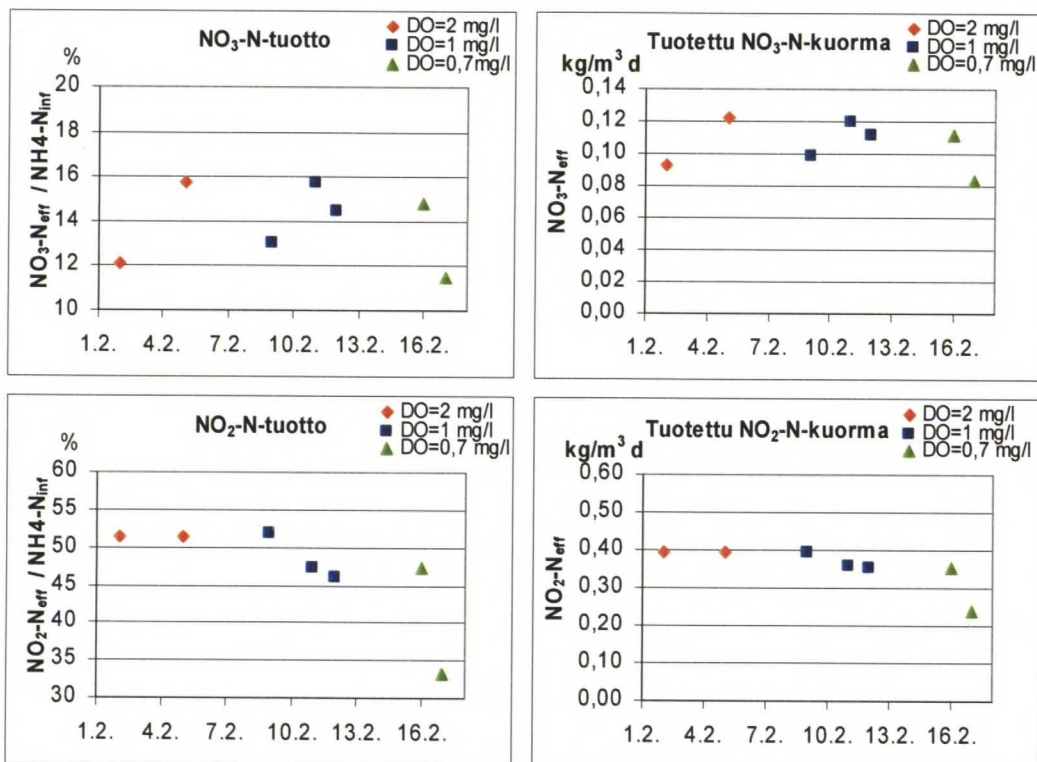


Kuva 32 Happipitoisuuden vaikutus  $\text{NH}_4\text{-N}$ -pitoisuuteen ja pH:hon.

Happipitoisuudella 4 mg/l saavutettiin alhaisin ammoniumtyppipitoisuus, lisäksi pH oli alempana kuin muissa jaksoissa. Tästä voi päätellä, että nitrifikaatio on toteutunut paremmin kuin muissa koejaksoissa, koska  $\text{NH}_4\text{-N}$ -pitoisuus ja pH olivat molemmat laskeneet. Happipitoisuutta laskettaessa 2 mg/l:sta 1 mg/l:an huomattiin  $\text{NH}_4\text{-N}$ -pitoisuuden ja pH:n nousevan heti muutoksen jälkeen, mutta arvojen havaittiin myös tasaantuvan muutama päivä prosessiajotavan muutoksen jälkeen. Kahden ja yhden mg/l:n happipitoisuudella ammoniumtyppipitoisuudessa ei ollut eroa. Happipitoisuutta edelleen laskettaessa 0,7 mg/l, nousi  $\text{NH}_4\text{-N}$ -pitoisuus eikä tasaantumisen merkkejä ollut havaittavissa. Viimeisessä jaksossa happipitoisuus ei ollut enää riittävä hapettamaan ammoniumtypeä, vaan sitä alkoi kerääntyä prosessiin.

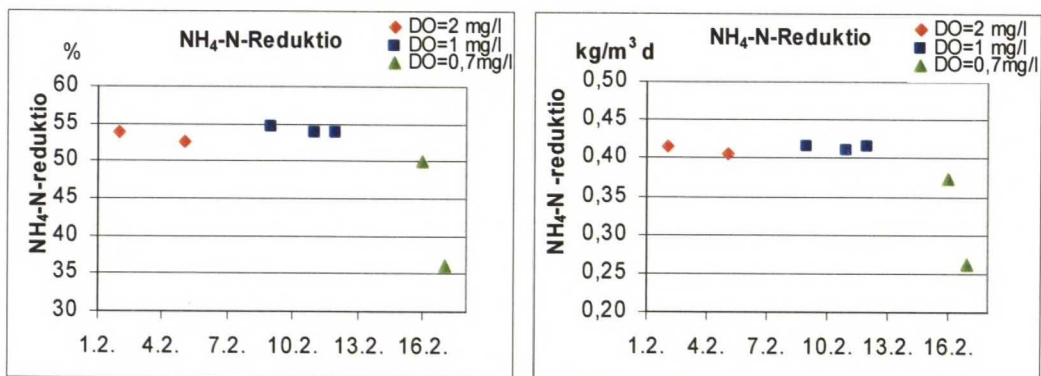
Kuvassa 33 on esitetty eri happipitoisuuksilla nitraattityppi- ja nitriittityppituotto tulevan veden ammoniumtypestä sekä tuotettu nitriittityppi- ja nitraattityppikuorma. Happipitoisuuden muutos ei juuri vaikuttanut nitraatin muodostumiseen, mutta nitriitin muodostumiseen sillä oli vaikutusta. Happipitoisuuden pienentyessä nitriittiä muodostui vähemmän.





Kuva 33 Nitraattityppi- ja nitriittityppituotto tulevan veden ammoniumtypestä sekä tuotettu nitraattityppi- ja nitriittityppikuorma eri happipitoisuuksilla.

Kuvassa 34 on esitetty laboratoriotuloksista lasketut ammoniumtyppireduktiot eri happipitoisuuksilla. Tulosten mukaan 2 mg/l ja 1 mg/l happipitoisuuksien välillä ei ammoniumtyppireduktioissa ollut eroa, aivan kuten jo online-mittauksien perusteella todettiin. Ammoniumtyppireduktio vaihteli 53-55 %:n välillä. Happipitoisuudella 0,7 mg/l ammoniumtyppireduktio laski 36 %:in. Lisäksi pH-arvon huomattiin olevan korkeampi 0,7 mg/l happipitoisuudella. Tämä aiheutui nitrifikaatioasteen heikentymisestä, mikä vaikutti jäteveden alkaliteetin kulutukseen ja siten pH-arvoon.



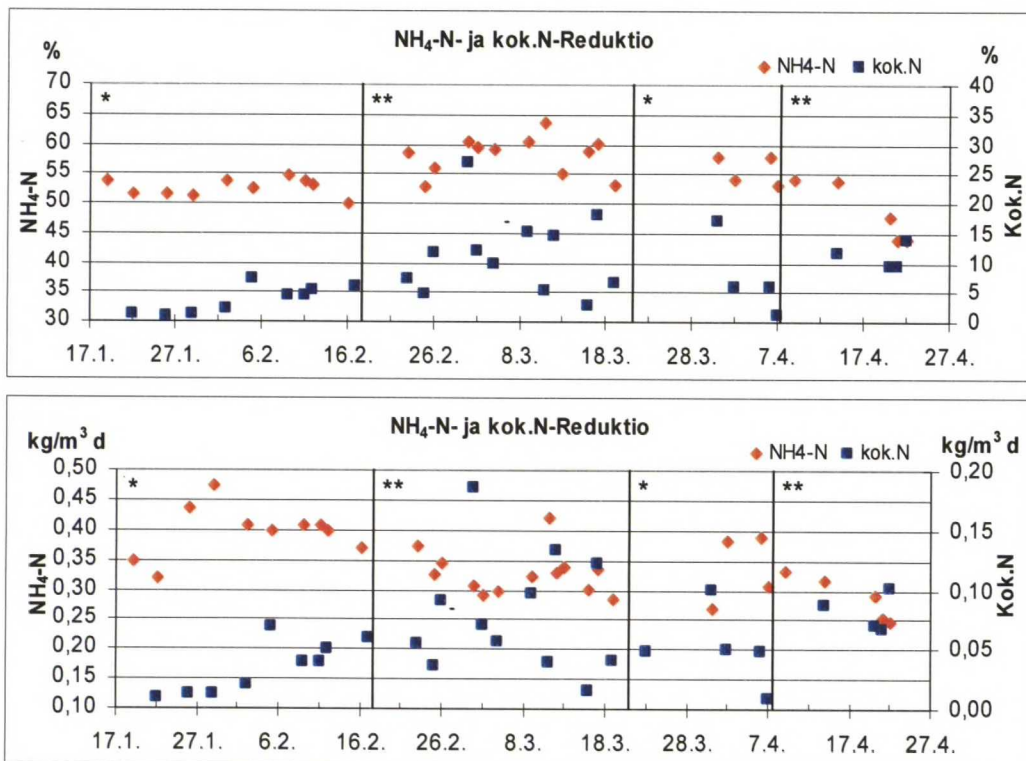
Kuva 34 Ammoniumtyppireduktiot eri happipitoisuuksilla.

Koejaksojen perusteella 0,7 mg/l happipitoisuus ei ollut riittävä hapettamaan rejektiveden suurta ammoniumtyppikuormaa hydraulisen viipymän ollessa 1,0 vuorokausi. Kuten jo aikaisemmin todettiin 1 ja 2 mg/l happipitoisuuksien välillä ei ollut suurta eroa ja niiden todettiin olevan yhtä optimaalisia ajoparametriksi. Seuraavia koeajoja jatkettiin kuitenkin 2 mg/l happipitoisuudella.

## 6.7 Denitrifikaatio rejektin omalla hiilellä

Toisessa koejaksossa toteutettiin nitrifikaatiovaiheen lisäksi denitrifikaatiovaihe. Tällöin reaktori ei ollut enää jatkuvasti ilmastettu vaan ilmastus oli jaksoittaista, jotta reaktorissa saavutettiin anoksiset olot. Denitrifikaatiovaiheen aikana vapaata liuennutta happea ei ollut saatavilla, joten bakteerit käyttivät nitriittiä ja nitraattia sitoutunutta happea soluhengitykseen. Koeajot toteutettiin 0,1, 0,15, 0,2, 0,25 ja 0,4 vuorokauden anoksisilla viipymillä aikavälillä 19.2.-20.3 ja 7.4.-24.4. Aerobinen viipymä (AER) oli kyseisten koejaksojen aikana 1,0 vuorokausi. Hydraulinen viipymä oli aerobisen ja anoksisen (ANOX) viipymien summa eli HRT vaihteli 1,1-1,4 vuorokauden välillä.

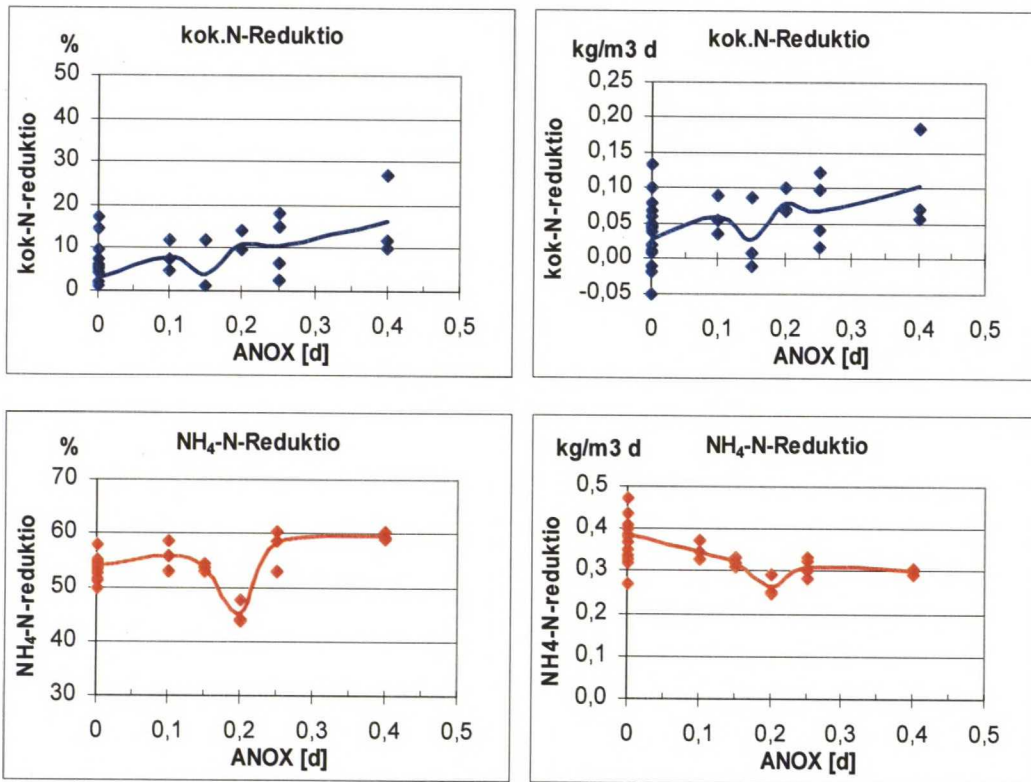
Kuvassa 35 on esitetty  $\text{NH}_4\text{-N}$ - ja kok.N-reduktiot jatkuvasti ja jaksoittain ilmastettujen jaksojen ajalta. Jaksot ovat erotettu pystyviivoilla ja jatkuvasti ilmastetut jaksot ovat merkattu \*-merkillä ja jaksoittain ilmastetut jaksot \*\*-merkillä. Näiden kahden jaksoittain ilmastetun jakson välissä prosessi käynnistettiin uudestaan. Denitrifikaatiovaiheen lisäys paransi prosentuaalista ammoniumtyppireduktiota ensimmäisessä jaksoittain ilmastetussa jaksossa. Tällöin toteutettiin 0,1, 0,4 ja 0,25 vuorokauden anoksisen viipymien jaksot. Toisessa jaksoittain ilmastetussa jaksossa  $\text{NH}_4\text{-N}$ -reduktio ei parantunut. Denitrifikaatiovaiheen lisäys paransi selvästi kokonaistyppireduktiota jatkuvasti ilmastettuun jaksoon verrattuna. Keskimääräisesti kok.N-reduktio parantui 10 prosenttiyksikköä. Tämä johtui siitä, että anoksisissa oloissa nitriitti/nitraattityppi muuttui typpikaasuksi ja poistui prosessista ilmaan, joka havaittiin kokonaistypen vähenemisenä.



Kuva 35 Ammoniumtyppi- ja kokonaistyyppireduktiot jatkuvasti (\*) ja jaksoittain (\*\*) ilmastettujen jaksojen aikana.

Kuvassa 36 on esitetty eri anoksisten viipymien vaikutus kokonaistypen ja ammoniumtypen reduktioihin. Kuvassa pisteet ovat yksittäisiä mittaustuloksia ja viiva kuvaa kunkin anoksisen viipymän tuloksista laskettua keskiarvoa. Kokonaistyyppireduktion havaittiin kasvavan anoksisen viipymän kasvaessa. Parhain kokonaistyyppireduktio oli 27 % ( $0,19 \text{ kgN/m}^3\text{d}$ ) ja se saavutettiin 0,4 vuorokauden anoksisella viipymällä. Keskimäärin kok.N-reduktio vaihteli 10-15 % välillä ( $0,05\text{-}0,13 \text{ kgN/m}^3\text{d}$ ).





Kuva 36 Anoksisen viipymän vaikutus kokonaistyyppi- ja ammoniumtyyppi-reduktioihin.

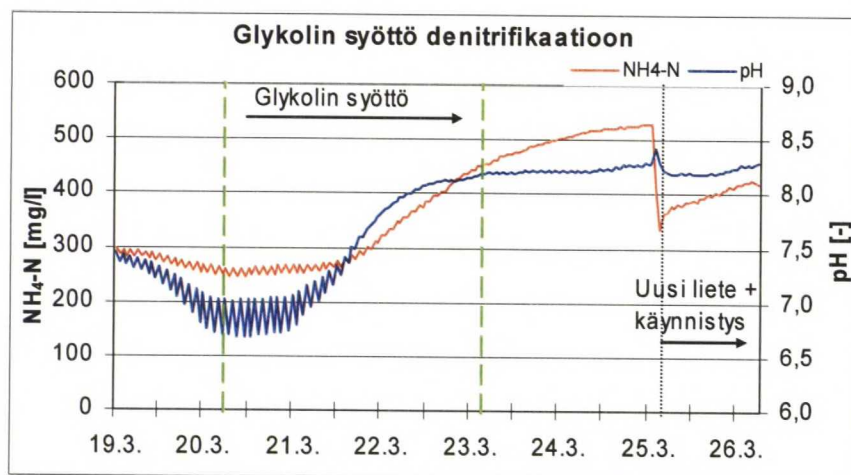
Anoksisen viipymän vaikutus ammoniumtyypireduktioon oli pieni. Prosentuaalisesti tehokkain NH<sub>4</sub>-N-reduktio (61 %) saavutettiin 0,4 vuorokauden anoksisella viipymällä. Katsottaessa kg/m<sup>3</sup>-reduktioita vuorokaudessa, tehokkain oli jatkuva ilmastus (ANOX= 0 d). Tällöin reduktio oli 0,48 kg/m<sup>3</sup>d. Tämä johtuu siitä, että anoksinen viipymä kasvatti tässä tapauksessa hydraulista viipymää, joka pienentää vuorokaudessa syötettyä rejektin määrää. Kun anoksinen viipymä oli nolla, virtaama oli suurempi ja käsiteltävää vettä oli enemmän, joten myös ammoniumtyyppiä poistui suhteessa enemmän.

Kuvassa 36 anoksisen viipymän ollessa 0,15 ja 0,2 vuorokautta tulokset poikkeavat viereisten viipymien tuloksista. On mahdollista, että lietteen ominaisuudet olivat erilaiset toisen käynnistyksen jälkeen, jolloin 0,15 ja 0,2 vuorokauden anoksisten viipymien koeajot tehtiin.

Esitettyjen tulosten perusteella voidaan tehokkaimmaksi anoksiseksi viipymäksi valita 0,25 vuorokautta. Tähän valintaan päädyttiin, koska kok.N-reduktio oli tällöin lähes yhtä hyvä kuin 0,4 vuorokauden viipymällä. Tällöin hydraulinen viipymä ei pitene liikaa ja allastilavuus voidaan minimoida.

## 6.8 Denitrifikaatio lisähiilenlähteellä

Rejektiveden luonnollinen hiili-typpi -suhde ei ole riittävä täydelliseen denitrifikaatioon. Tämän vuoksi tutkimuksessa päätettiin kokeilla ulkoisen hiilenlähteen käyttöä. Hiilenlähteenä käytettiin teollisuudessa käytettävää glykoliseosta, joka sisälsi 80 % propyleeniglykolia, 19 % vettä ja 1 % lisäaineita. Seoksen COD<sub>Cr</sub> oli 1,5 kgCOD<sub>Cr</sub>/l. Tutkimuksessa käytetään seoksesta nimeä glykoli. Glykolia annosteltiin 2,4 kgCOD<sub>Cr</sub>/kg NO<sub>2</sub>-N<sub>tuotettu</sub> (960 mgCOD<sub>Cr</sub>/l<sub>rejekti</sub>). Glykolin syöttö ajoitettiin syklin alkuun heti rejektin pumppauksen loputtua. Koejakson aikana aerobinen viipymä oli yksi vuorokausi ja anoksinen 0,1 vuorokautta. Kuvassa 37 on esitetty NH<sub>4</sub>-N:n ja pH:n online-mittaustulokset tuntikeskiarvoina.



Kuva 37 Ulkoisen hiililähteen syötön aikaiset NH<sub>4</sub>-N:n ja pH:n online-mittaustulokset.

Yllä esitettyyn kuvaan on merkitty vihreällä katkoviivalla ajankohta, jolloin glykolin syöttö aloitettiin (20.3. klo 12) ja lopetettiin (23.3. klo 08). Syötön aloituksen jälkeen on selvästi havaittavissa, että NH<sub>4</sub>-N-pitoisuus ja pH pysyvät ensiksi lähes vakaina, mutta puolentoista vuorokauden jälkeen ne alkoivat nousta erittäin jyrkästi. Kuvasta havaitaan myös ensimmäisen vuorokauden aikana

syklinen  $\text{NH}_4\text{-N}$ -pitoisuuden ja pH-arvojen vaihtelu. Kun syklin aikana tapahtuu muutosta  $\text{NH}_4\text{-N}$ -pitoisuudessa ja pH-arvoissa, tämä merkitsee yleensä, että reaktorissa tapahtuu biologista toimintaa. Kun kuvasta hävisi arvojen vaihtelu ja lisäksi  $\text{NH}_4\text{-N}$ -pitoisuus ja pH jatkoivat nousua, viittasi se biologisen toiminnan heikentymiseen tai sen kokonaan inhiboitumiseen.

Glykolin mainittiin sisältävän 1 % lisäaineita. Näistä lisäaineista ei kuitenkaan saatu tarkempaa selvitystä. Kun glykolin inhiboiva vaikutus todettiin koejakson aikana, epäiltiin glykolin sisältävän metalleja, jotka olivat mahdollisesti syy bakteerien aktiivisuuden heikentymiseen. Glykolista määritettiin MetropoliLab-laboratoriossa eri metallipitoisuuksia mm. alumiini, kadmium, koboltti, kromi, kupari, lyijy ja nikkeli. Taulukossa 10 on esitetty osa saaduista metallianalyysituloksista sekä kirjallisuudesta löydetty nitrifikaatiobakteereihin vaikuttavat metallit ja niiden raja-pitoisuudet. Analyysitulosten perusteella vain kuparin ja kromin pitoisuudet olisivat voineet inhiboida nitrifikaatiobakteerien toimintaa. Henze *et al.*, 2002 mukaan kuparin on todettu heikentävän nitrosomonas-bakteerien aktiviteettiä ja kromin inhiboivan nitrosomonas-bakteerien kasvua. Näiden tulosten perusteella tehtiin johtopäätös, että glykolin sisältämät metallipitoisuudet ovat voineet vaikuttaa nitrifikaatiobakteerien heikentyneeseen toimintaan ja lopulta niiden inhiboitumiseen. Jos metallipitoisuudet olisivat olleet aikaisemmin tiedossa tai jos glykolin vaikutusta hapenkulutussnopeuteen olisi tutkittu ennen koejakson toteutusta, ei kyseistä teollisuudessa käytettävää glykoliseosta olisi käytetty lisähiilenlähteenä.

Taulukko 10 Metallianalyysitulokset, raja-pitoisuudet sekä metallien vaikutus bakteereihin.

Metalli	Yksikkö	Analyysitulos	Raja-pitoisuus*	Vaikutus*
Kopoltti	mg/l	0,002	0,08-0,5	Nitrosomonas-bakteerien inhiboituminen
Kupari	mg/l	<b>0,063</b>	0,05-0,56	Nitrosomonas-bakt. aktiviteetin heikentyminen
Kromi	mg/l	<b>0,35</b>	>0,25	Nitrosomonas-bakt. kasvun inhiboituminen
Nikkeli	mg/l	0,004	>0,25	Nitrosomonas-bakt. kasvun inhiboituminen

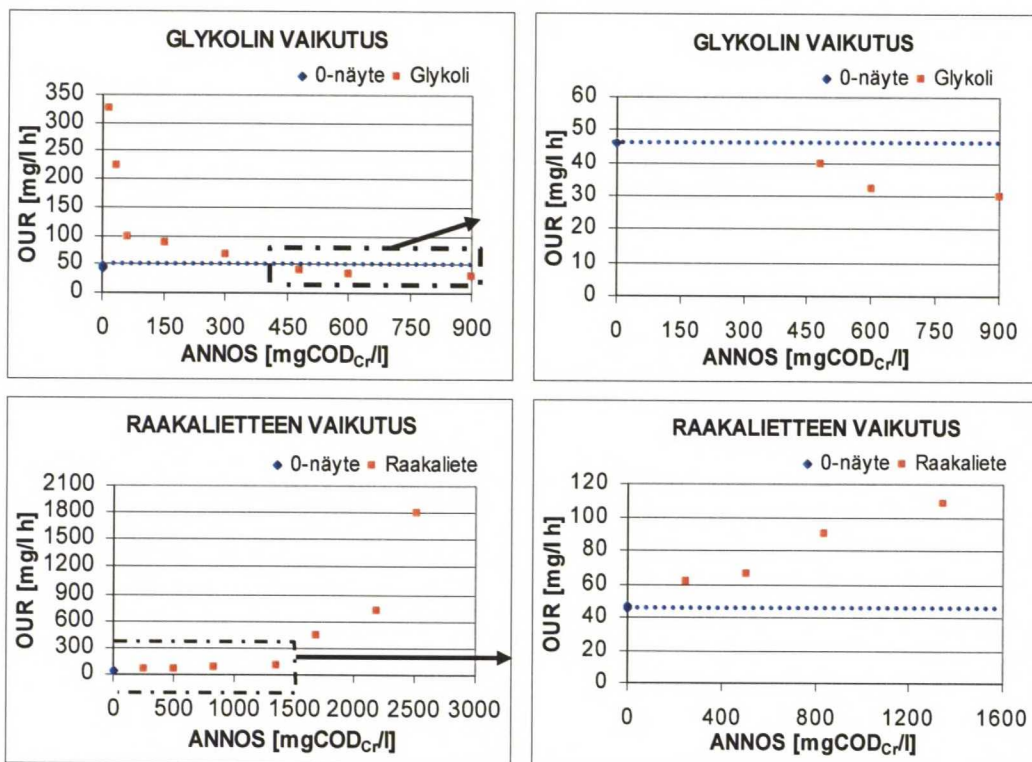
\* Henze et al. 2002

Laboratoriossa tehtyjen hapenkulutuskokeiden mittaustulosten perusteella glykolin lisäyksellä oli vaikutusta Sharon-lietteen hapenkulutussnopeuteen.



Pienillä glykoli annoksilla (12-300 mgCOD<sub>Cr</sub>/l<sub>liete</sub>) hapenkulutusnopeus kasvoi, mutta annoksen ollessa yli 480 mgCOD<sub>Cr</sub>/l<sub>liete</sub> hapenkulutusnopeus pieneni. Tuloksista voi päätellä, että glykoli alensi lietteen aktiivisuutta. Tämän vuoksi kyseinen glykoliseos ei sovellu hiilenlähteeksi prosessiin. Saaduista tuloksista muodostettiin kuvaaja hapenkulutusnopeuden (mg/l h) ja annoksen (mgCOD<sub>Cr</sub>/l<sub>liete</sub>) funktiona (kuva 38).

Laboratoriossa tehdyissä hapenkulutuskokeissa todettiin raakalietteen lisäyksen kasvattavan hapenkulutusnopeutta aina pienimmästä annosmäärästä alkaen (250 mgCOD<sub>Cr</sub>/l<sub>liete</sub> →). Suurimmalla annoksella (2500 mgCOD<sub>Cr</sub>/l<sub>liete</sub>) saavutettiin 30-kertainen hapenkulutusnopeus 0-näytteeseen verrattuna (kuva 38). Kokeiden aikana lämpötila pysyi tasaisena, joten lämpötilalla ei ollut vaikutusta saatuihin tuloksiin.



Kuva 38 Glykolin ja raakalietteen vaikutus hapenkulutusnopeuteen.

Hapenkulutusnopeuden määrittäminen tehtiin myös laimentamattomalla raakalietteellä (tuloksia ei esitetty), mutta tutkimuksen toteutusta hankaloittivat raakalietteen sakeus ja sen sisältämät hiukset. Isot kiintoainepartikkelit sekoittuivat huonosti Sharon-lietteeseen ja hiukset takertuivat mittausanturissa olevaan sekoittimeen.

Tämä voi vaikuttaa myös täyden mittakaavan toteutuksessa, jos raakalietettä käytetään lisähiilenlähteenä prosessissa, joten jäteveden esikäsittelyä tulisi kehittää ennen raakalietteen käyttöä. Tulosten perusteella glykoliseos ei sovellu lisähiilenlähteeksi prosessiin, mutta raakalietettä pidetään potentiaalisena vaihtoehtona. Jatkotutkimuksena voidaan harkita raakalietteen kokeilua lisähiilenlähteenä Sharon-prosessin denitrifikaatiovaiheeseen, mikäli denitrifikaatiovaihe toteutetaan.

## **6.9 Käyttökokemukset**

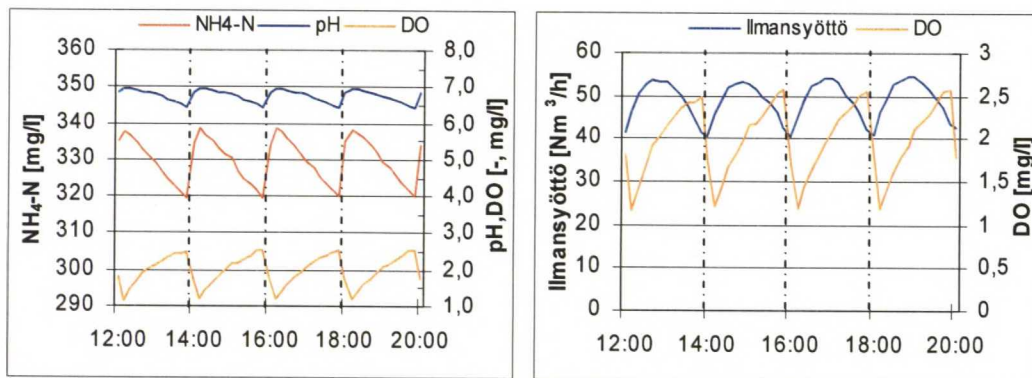
### **6.9.1 Syklin aikaiset vaihtelut**

Prosessiin syötettiin kahden tunnin välein uutta rejektivettä. Rejektin syöttömäärä määräytyi sen hetkisen hydraulisen viipymän mukaan. Prosessi toimi siis kahden tunnin sykleissä. Prosessia pidettiin osassa koejaksoja jatkuvasti ilmastettuna ja osassa jaksoittain ilmastettuna. Jatkuvasti ja jaksoittain ilmastettujen syklien aikaisissa pitoisuuksien vaihtelussa oli hieman eroa.

Kuvassa 39 on esitetty neljä sykliä jatkuvasti ilmastetulta koejaksolta ja syklien aikana tallennettujen  $\text{NH}_4\text{-N}$ :n, pH:n, happipitoisuuden (DO) ja syötetyn ilmamäärän online-mittaustiedot 10 minuutin keskiarvoina. Kuvassa olevat pystykatkoviivat kuvaavat uuden syklin alkua. Tällöin reaktoriin syötettiin rejktiä. Syklin alussa syötetty rejktivesi nosti reaktorin ammoniumtyppipitoisuutta ja pH:ta. Ammoniumtyppipitoisuus nousi noin 20 mg/l ja pH-arvo noin 0,5 yksikköä. Nousun jälkeen syklin edetessä  $\text{NH}_4\text{-N}$ -pitoisuus alkoi laskea lineaarisesti, myös pH alkoi laskea, mutta ei niin jyrkästi kuin  $\text{NH}_4\text{-N}$ -pitoisuus. Ammoniumtyppipitoisuuden ja pH:n laskun aiheutti reaktorissa tapahtuva nitrifikaatioreaktio.

Liuennot happipitoisuus laski äkillisesti noin 1,2 mg/l uuden käsiteltävän rejektin syötön jälkeen. Happipitoisuus nousi takaisin asetusarvoon automaatiojärjestelmän nostaessa ilmansyöttömäärää. Kuvassa 39 on kuvattu ilmansyötön ja happipitoisuuden trendit. Kuvasta voidaan huomata, että ilmansyötön säädönohjaus ei ollut aivan täsmällinen. Happipitoisuuden asetusarvo oli 2 mg/l,

mutta happipitoisuus nousi kuitenkin 2,5 mg/l. Tämä johtui ilmansyötön säätöventtiilin hitaasta sulkeutumisesta. Kun asetushappipitoisuus oli saavutettu, alkoi ilmansäätöventtiili välittömästi sulkeutua, mutta ilmaa pääsi edelleen venttiilin läpi enemmän mitä itse asiassa olisi tarvittu. Vaikka ilmansyötön määrä alkoi vähentyä heti happipitoisuuden asetusarvon saavutettuaan, tapahtui lasku liian hitaasti, koska DO-pitoisuus ylitti asetusarvon. Kuitenkin suurimmassa osassa koejaksoja ilmansyötön säädönohjaus oli hyvin täsmällinen.



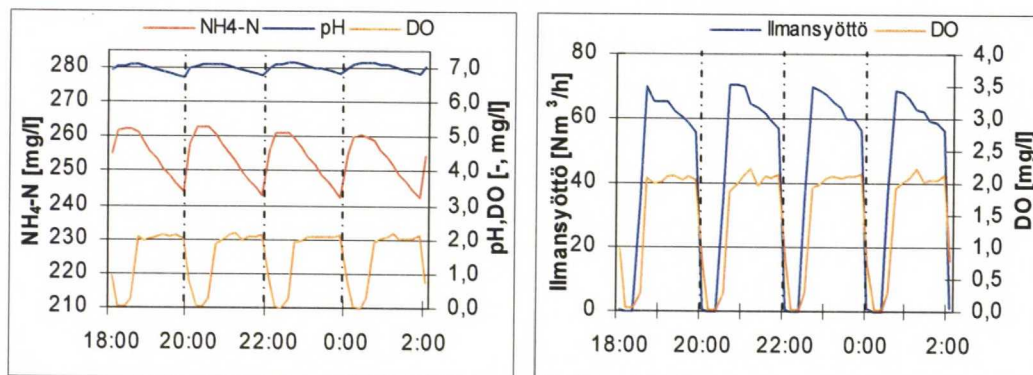
Kuva 39 Jatkuvasti ilmastetun jakson syklien aikaiset NH<sub>4</sub>-N-, pH-, DO- ja ilmansyöttövaihtelut.

Kuvassa 40 on esitetty neljä sykliä jaksoittain ilmastetulta koejaksolta. Sykliä aikaiset tallennetut NH<sub>4</sub>-N:n, pH:n, DO:n ja ilmansyötön online-mittaustiedot on esitetty 10 minuutin keskiarvoina. Anoksinen viipymä oli 0,4 vuorokautta eli 35 min per sykli. Syötetty rejekti nosti samalla tavalla NH<sub>4</sub>-N-pitoisuutta ja pH:ta sekä alensi happipitoisuutta kuten jatkuvasti ilmastetun koejakson aikana. NH<sub>4</sub>-N-pitoisuus ei kuitenkaan alkanut laskea heti syklin alusta kuten jatkuvasti ilmastetussa jaksossa, vaan vasta ilmastuksen kytkeytyessä päälle. Tämä johtui siitä, että anoksisissa oloissa ei tapahdu nitrifikaatiota, joka vähentää ammoniumtypen määrää. pH:n alentuminen yhden syklin aikana oli pienempi kuin jatkuvasti ilmastetun syklin aikana. Tämä johtuu denitrifikaatioreaktion tuottamasta alkaliteetistä, joka nostaa pH:n puskurointikapasiteettia.

Ilmansyötön kuvaajasta kuvassa 40 nähdään, että ilmansyötön virtaus oli syklin alussa ohjattu nolllaksi, jotta saavutettiin denitrifikaation vaatimat hapettomat olosuhteet. Hapettoman vaiheen loputtua ilmansyöttö kytkeytyi taas päälle ja nosti happipitoisuuden asetusarvoon, joka tässä tapauksessa oli 2 mg/l. Verrattaessa



jatkuvasti ilmastetun ja jaksoittain ilmastetun koejaksojen syklien trendejä, huomattiin happipitoisuuden pysyvän paremmin asetusarvossa jaksoittain ilmastetuissa sykleissä.



Kuva 40 Jaksoittain ilmastetun jakson syklien aikaiset NH<sub>4</sub>-N-, pH-, DO- ja ilmansyöttövaihtelut.

## 6.9.2 Vaahto ja vaahdonestoaine

Tutkimuksen aikana reaktorissa muodostui runsaasti vaahtoa. Voimakasta vaahtoamista tapahtui etenkin käynnistyksen aikana, lämmityslaitteiston käyttöönoton yhteydessä sekä pH:n vaihtelun ollessa syklin aikana suurempaa. Vaahtoa syntyi niin paljon, että sitä valui reaktorin laitojen yli liaten ympäristön. Koelaitteiston ympäristöä jouduttiin pesemään paloletkun avulla useita kertoja viikossa. Kuvassa 41 on esitetty kuvia muodostuneesta vaahdosta. Vasemmalla ylhäällä oleva kuva on otettu käynnistysvaiheen aikana ja loput koejaksojen aikana.



Kuva 41 Vaahdon muodostuminen reaktorissa.

Käynnistyksen yhteydessä vaahtoaminen oli runsasta, mutta vaahdon ominaisuudet erosivat muiden tutkimusvaiheiden vaahdosta. Vaahto oli sakeaa ja mutamaista. Vaahtoaminen kesti niin kauan kunnes prosessin mikrobiininen toiminta oli jokseenkin saavuttanut tasapainotilan. Lämmityslaitteiston käyttöönotossa kävi samalla tavalla kuin käynnistyksessäkin eli vaahtoa alkoi muodostua enemmän, mutta vaahto ei ollut enää mutaista, vaan se oli paljon kevyemmän ja ilmavamman näköistä. Vaahtoamisen aiheutti voimakkaampi ilmastus ja aktiivisempi biologinen toiminta. Lisäksi vaahdon muodostumisen havaittiin olevan sitä runsaampaa, mitä laajemmalla alueella pH:n vaihteli nitrifikaatiovaiheen aikana. Tämän aiheutti luultavasti bakteerien aktiivisempi toiminta. Denitrifikaatiovaiheen lisäys prosessiin hillitsi vaahdon muodostumista, koska ilmastimet olivat tällöin osan aikaa pois päältä.

Tutkimuksen aikana koelaitteistossa kokeiltiin vaahdonestoainetta. Vaahdonestoaine ehkäisi täysin vaahdon synnyn, mutta sen syöttö jouduttiin lopettamaan. Vaahdonestoaine huononsi rajusti hapen liukoisuutta veteen ja



jäännöshappipitoisuutta ei saatu nostettua halutulle tasolle käytössä olevalla ilmastuskapasiteetilla. Vaahdon syntyä yritettiin myös vähentää nostamalla säiliössä olevaa sekoitinta siten, että ylin lapapari oli veden ja ilman rajapinnassa. Ylimmän lapaparin toivottiin rikkovan syntyvän vaahdon rakennetta ja siten vähentävän vaahdon muodostumista. Tämän todettiin ehkäisevän hieman vaahdon syntyä. Kirjallisuudesta löytyi kokemuksia biologisen prosessin vaahtoamisesta ja vaahdonestoaineen käytöstä rejektiveden käsittelyssä. Näitä on käsitelty lyhyesti kirjallisuus osion kappaleessa 4.1.5.

Tutkimuksen aikana havaittiin mädättämön toimintahäiriöillä olevan vaikutusta koelaitteiston toimintaan. Mädättämössä seurataan jatkuvasti sen sisällä olevaa painetasoa. Paineiden noustessa liian korkealle mädättäminen alkaa kuohuta ja mädättämön paineet täytyy tasata avaamalla mädättämön luukut. Luukkujen avautuessa osa mädättämössä olevasta liete-vesi-seoksesta purkautuu rejektintasaustaltaan, johon se aiheuttaa kiintoainekuormituspiikin. Lietteen mukana kulkeutuu myös mädättämössä ajoittain käytettyä vaahdonestoainetta, joka ei ole vielä täysin hajonnut. Mädättämön kuohumisen ja koelaitteistoon syötetyn rejektiveden korkean kiintoainepitoisuuden välillä huomattiin olevan yhteys. Syötetyn rejektin kiintoainepitoisuus oli ajoittain selvästi tavallista korkeampi ja samoihin aikoihin oli myös mädättämössä tapahtunut kuohumista. Runsaammalla kiintoainekuormituksella ei kuitenkaan ollut heikentävää vaikutusta Sharon-prosessin toiminnalle, toisin kuin lietteen mukana tulleella vaahdonestoaineella. Tutkimuksen aikana mädättämössä otettiin käyttöön öljypohjainen vaahdonestoaine, jonka käyttöönoton jälkeen koelaitteistossa ei enää muodostunut vaahtoa ja syötetyn hapen liukoisuus huononi huomattavasti, mikä havaittiin alentuneena happipitoisuutena. Samalla ilmansyöttömäärällä ei enää saavutettu asetettua jäännöshappipitoisuutta. Tämä on erittäin tärkeä huomio jatkotoimenpiteitä varten. Täyden mittakaavan Sharon-prosessia suunniteltaessa täytyy ottaa myös huomioon muissa prosessiyksiköissä käytetyt kemikaloinnit.

### **6.9.3 Lämmityslaitteisto**

Tutkimuksen aikana rejektiveden lämmityksessä käytetty lämmitin (uima-allaslämmitin) ja siihen asennettu vedenkiertopumppu aiheuttivat paljon vaivaa



niiden lyhyen käyttöiän vuoksi. Pumppuna käytettiin uppopumppua, jota ei ollut tarkoitettu jatkuvaan käyttöön. Tämä selittää pumpun lyhyen toiminta-ajan, koska pumppua pidettiin jatkuvasti toiminnassa. Vedenkiertopumpun vaatima lämmitin oli käytössä noin 60 vuorokautta, jonka aikana kului kolme uppopumppua. Ensimmäinen oli vain yhden vuorokauden toiminnassa, toinen 48 vuorokautta ja kolmas 10 vuorokautta. Lisäksi itse lämmitin rikkoontui useaan kertaan tutkimuksen aikana. Syitä toimintahäiriöihin ja laitteen rikkoontumiseen olivat mm. kiinteän partikkelin jumittuminen vastuksen ja suojakotelon väliin sekä vastuksen ylikuumeneminen. Uima-allaslämmitinyhdistelmän jatkuvasti rikkouduttua otettiin käyttöön reaktoriin suoraan upotettava lämmitysvastus, joka toimi moitteettomasti tutkimuksen loppuun asti. Lämmitinlaitteisto ei tule tuottamaan ongelmia täyden mittakaavan toteutuksessa Viikinmäen jätevedenpuhdistamolla, koska laitos sijaitsee kokonaisuudessaan sisätiloissa, eikä täyden mittakaavan prosessi sen vuoksi vaadi ulkoista lämmitystä.

#### **6.9.4 Rejektin syöttö**

Tutkimuksen puolesta välissä (10.3.2009) reaktoriin syötetyn rejektin pumppauksessa ilmeni ongelmia. Rejektiveden syöttöpumppu oli siirretty 6.3.2009 rejektin selkeytysaltaan huollon ajaksi toiseen selkeytysaltaaseen. Rejektin pumppaus toimi ilman häiriöitä neljä vuorokautta, jonka jälkeen pumppuun kiinnitetty letku oli painunut litteäksi painautuessaan altaan kaidetta vasten ja tämän vuoksi rejektiveden siirtyminen letkua pitkin oli estynyt. Reaktoriin ei siis ollut siirtynyt uutta rejektia 10.3. klo 18 ja 11.3. klo 8 välillä eli kahdeksan syklin ajan. Ensimmäiset havainnot häiriöstä tehtiin aamulla, kun reaktorin pH oli laskenut 5,8 ja happipitoisuus oli noussut 6 mg/l. Syy reaktorissa tapahtuneisiin suuriin olosuhdemuutoksiin löydettiin, kun rejektin syöttöpumppua siirrettiin takaisin alkuperäiseen tasausaltaaseen, jolloin letkun litistymisen ja pumppauksen epäonnistuminen havaittiin. Siirron jälkeen rejektiveden syöttö alkoi taas toimia. Tämä ei kuitenkaan tapahtunut aivan ongelmitta. Rejektin syöttöön tehty säädönohjaus otti huomioon viime vuorokauden virtausmittarin ohitse kulke-mattoman rejektiveden määrän ja pumppasi tämän kerralla reaktoriin (1,8 m<sup>3</sup>). Reaktorista lähti ylivuotona 60 % reaktorin tilavuudesta, jolloin luultiin suuren osan ammoniuminhapettajabakteereista huuhtoutuneen pois. Tämän tapahtuessa

oli tutkimuksen yhdeksäs koe käynnissä. Koe keskeytettiin ja palattiin jatkuvasti ilmastettuun prosessiin kolmen vuorokauden ajaksi. Syötetyn rejektiveden ohjaukseen tehtiin rajoitukset, ettei samantapaista pääse tapahtumaan uudestaan. Ammoniuminhapettajabakteerien osittainen huuhtoutuminen aiheutti yhden vuorokauden ajaksi 13 % huonomman ammoniumtyppireduktion. Prosessi palautui kahden vuorokauden päästä huuhtoutumisesta normaaliksi.

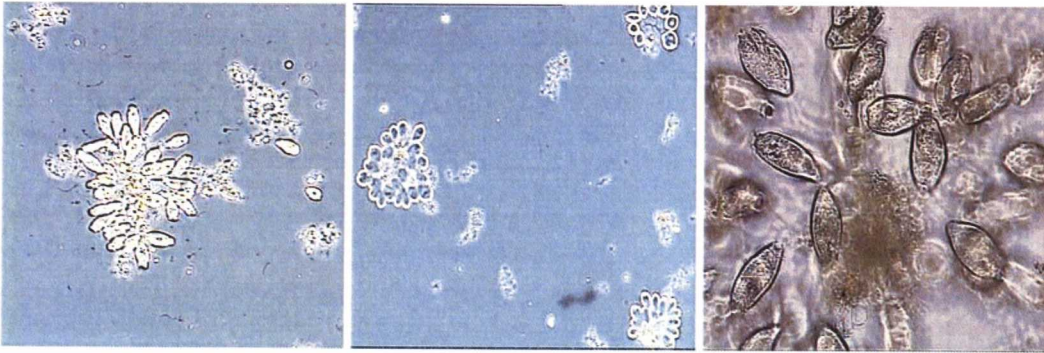
#### **6.9.5 Alkueläimet (protozoa)**

Koejaksojen toteutuksen jälkeen tutkimuslaitteisto jäi edelleen käyntiin (27.4→), mutta laboratoriomäärittelyksiä ei enää tehty kuin satunnaisesti eikä prosessia seurattu täyspäiväisesti. Prosessia pidettiin jatkuvasti ilmastettuna. Noin kaksi viikkoa koejaksojen päätyttyä jälkeä huomattiin reaktorin pH:n ja ammoniumtyppipitoisuuden nousevan huomattavasti. Laboratorioanalyysistä havaittiin myös nitrifikaatiotehokkuuden laskeneen.

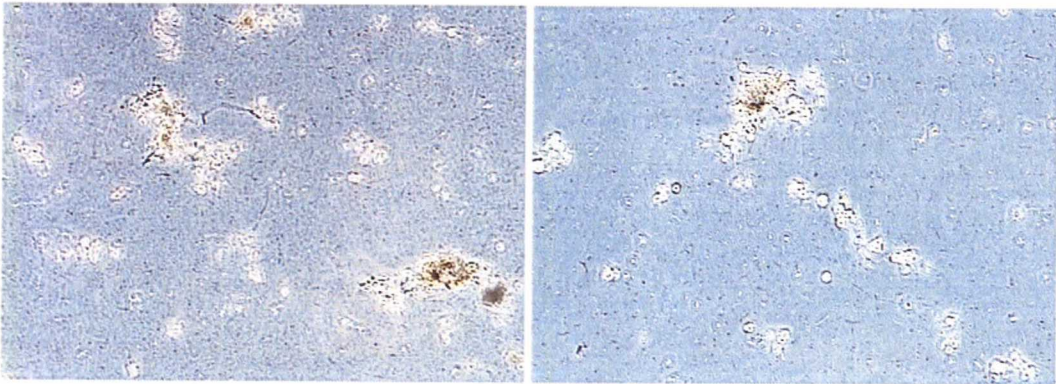
Kirjallisuudessa on raportoitu tapauksista, jolloin jatkuvasti ilmastettuna pidetyssä reaktorissa saattaa alkaa kasvaa alkueläimiä (protozoa), jotka nostattavat pH:ta ja heikentävät nitrifikaatiokapasiteettia. Näin on todettu käyvän käytettäessä todellista rejektivettä laboratoriomittakaavan tutkimuksissa. van Dongen *et al.* (2001a) tutkimuksessa Sharon-prosessi oli toiminut yhdeksän kuukautta moitteettomasti, mutta sen jälkeen pH nousi äkillisesti ja nitrifikaatiokapasiteetti romahti. Prosessin toiminnan heikentymisen aiheuttajaksi osoittautuivat alkueläimet, jotka syövät vapaana uivia ammoniuminhapettajabakteereita (free-swimming ammonium oxidisers). Alkueläimet päätyvät Sharon-prosessiin mädättämöstä kystan muodossa (form of cyst), jotka voivat itää hapellisissa oloissa. Alkueläimien esiintymisen epäillään olevan vain kausiluonteista, koska kystien on oletettu esiintyvän rejektivedessä vain kesällä. van Dongen *et al.* (2001a) raportoi tavoista, joilla alkueläimien itämisen voi ehkäistä/estää. Näitä ovat mm. ajoittainen ilmastus tai ilmastamalla pidempi jaksoisesti ilman uuden rejektin syöttöä prosessiin. Täyden mittakaavan toteutuksissa alkueläimet eivät ole aiheuttaneet ongelmia (van Dongen *et al.*, 2001a).



Kuvassa 42 on esitetty mikroskopointikuvia Viikinmäessä toteutetun tutkimuksen alkupuolelta (50 vuorokautta tutkimuksen aloituksesta), jolloin prosessi toimi moitteettomasti. Kuvasta voidaan havaita vähän pieniä flokkeja ja kiinnittyneitä sekä kiinnittymättömiä ripsieläimiä. Kuvassa 43 on esitetty kuvia lietteestä 190 vuorokautta tutkimuksen aloituksesta, kun pH oli korkealla ja nitrifikaatiokapasiteetti oli heikentynyt. Tällöin lietteessä löytyi vain ameeboja. Ripsieläimiä ei enää havaittu.



Kuva 42 Lietteen mikroskopointi kuvia 50 vuorokautta tutkimuksen alusta.



Kuva 43 Lietteen mikroskopointikuvia 190 vuorokautta tutkimuksen alusta.

Luultavasti Viikinmäen tapauksessa alkueläimet eivät olleet syy äkillisesti kohonneeseen pH-arvoon ja nitrifikaatiokapasiteetin romahdukseen, koska ripsieläimiä oli prosessissa läsnä myös silloin, kun prosessi toimi ongelmitta. Tutkimuksen aikana tehtiin huomio, että ameeboja ei esiintynyt tutkimuksen alussa vaan vasta pH nousun ja nitrifikaatioasteen alentumisen ohessa. Tällä huomiolla saattaa olla yhteys prosessin heikentymiseen. Näitä havaintoja suositellaan tutkittavaksi ennen täyden mittakaavan toteutusta, vaikka kirjallisuudessa on todettu, että alkueläimillä ei ole vaikutusta täyden mittakaavan prosessiin.



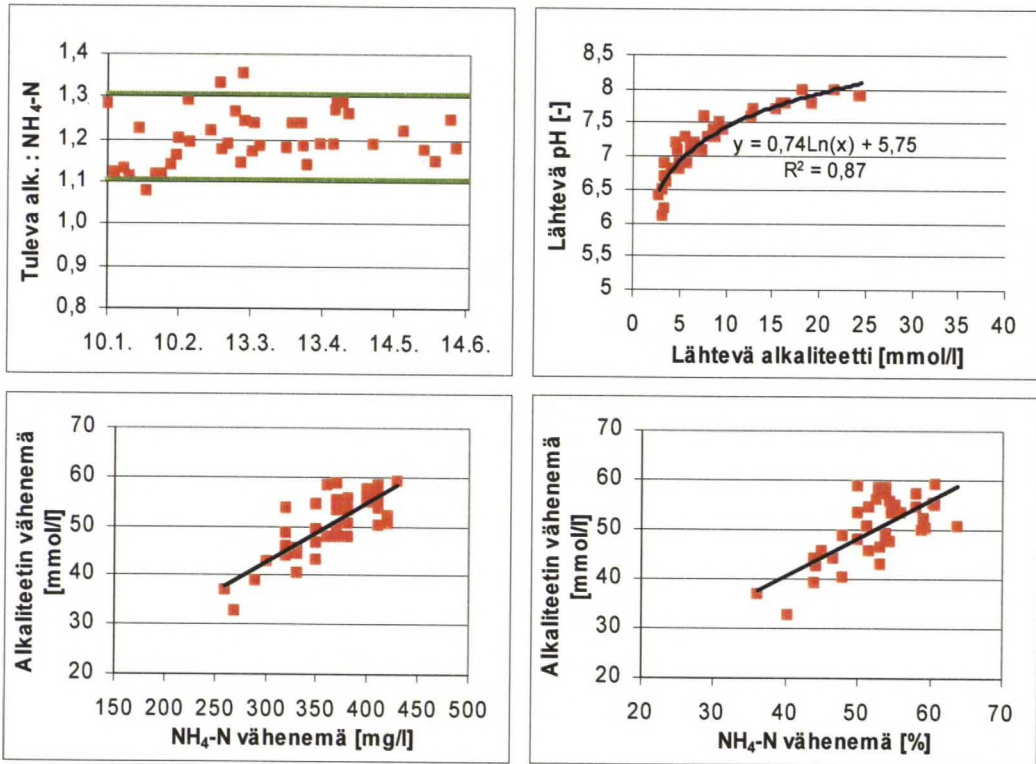
## 6.10 Muuttujien väliset riippuvuudet

Tässä kappaleessa esitetyt tulokset ovat online-mittauksien päiväkeskiarvoja ja reaktoriin tulevan ja reaktorista lähtevän rejektiveden kertainäytteiden analyysituloksia, jotka ovat määritetty MetropoliLab-laboratoriossa. Tutkimuksen aikana havaittiin muuttujien välillä olevan riippuvuuksia.

Kuvassa 44 on esitetty riippuvuudet ammoniumtypen ja alkaliteetin sekä alkaliteetin ja pH:n välillä. Tulevan rejektin ammoniumtypen ja alkaliteetin välinen moolisuhte oli keskimäärin  $1,2 \pm 0,1$ . Moolisuhteen vaihteluväli on kuvattu vihreillä viivoilla kuvassa 44a. Kirjallisuuden mukaan käsittelemättömän rejektiveden tyypillinen alkaliteetti-ammoniumtyppi-suhde on  $1,1 \pm 0,1$  (Hellinga *et al.*, 1998) ja  $1,2 \pm 0,1$  (Fux, 2003).

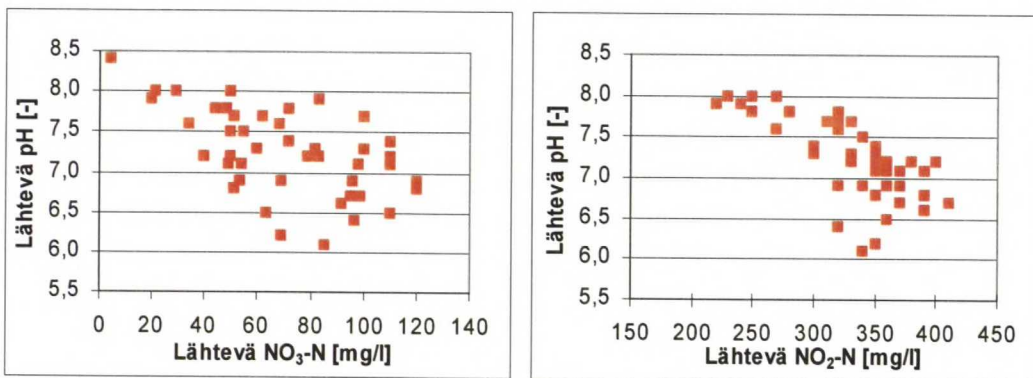
Lähtevän alkaliteetin ja pH:n välillä huomattiin olevan logaritminen yhteys. Mitä vähemmän alkaliteettia lähtevä jätevesi sisälsi, sitä alempi oli myös lähtevän jäteveden pH-arvo (kuva 44b). Tämä johtui alkaliteetin kyvystä puskuroida pH:n muutoksia, ennen kun alkaliteetti kulutettiin loppuun nitrifikaatioreaktiossa.

NH<sub>4</sub>-N-vähenemän ja alkaliteetin vähenemän todettiin riippuvan toisistaan (kuva 44c). Näin pitäisi teorian mukaan ollakin, katso kappaleen 3.1.1 reaktioyhtälö 4. Mitä enemmän ammoniumtyppeä oli poistunut, sitä enemmän myös alkaliteettiä oli kulunut prosessissa. Tutkimuksen aikana rejektin sisältämällä alkaliteetillä pystyttiin hapettamaan 50-60 % tulevasta ammoniumtyppikuormasta. Tämä voidaan havaita kuvasta 44d, jossa NH<sub>4</sub>-N-vähenemä on esitetty prosentteina suhteessa alkaliteetin vähenemään millimoolina litraa kohti. Fux (2003) on saanut vastaavan tuloksen omassa tutkimuksessaan.



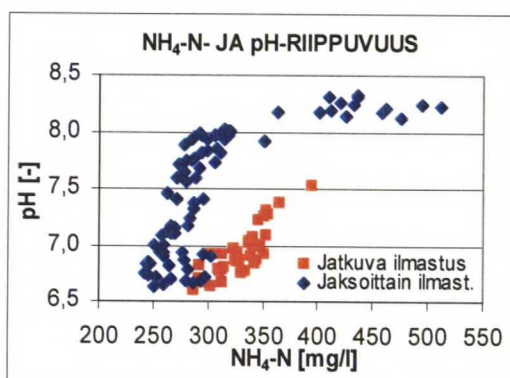
Kuva 44 a) Tulevan rejektin alkaliteetti-ammoniumtyppi -moolisuhde b) lähtevän rejektin alkaliteetin ja pH:n riippuvuus c)  $\text{NH}_4\text{-N}$ -vähenemän ja alkaliteetin vähenemän riippuvuus d)  $\text{NH}_4\text{-N}$ -vähenemän (%) ja alkaliteetin vähenemän riippuvuus.

Kuvassa 45 on esitetty lähtevän rejektin  $\text{NO}_3\text{-N}$ - ja  $\text{NO}_2\text{-N}$ -pitoisuuksien yhteys lähtevään pH-arvoon. Mitä enemmän  $\text{NO}_3\text{-N}$  ja  $\text{NO}_2\text{-N}$  muodostui, sitä alemmaksi pH-arvo laski. Toisin sanoen nitrifikaatioasteen kasvaessa, pH aleni.



Kuva 45 Lähtevän  $\text{NO}_3\text{-N}$ - ja  $\text{NO}_2\text{-N}$ -pitoisuuksien yhteys pH-arvoon.

Kuvassa 46 on esitetty jatkuvasti ilmastettujen ja jaksoittain ilmastettujen koejaksojen  $\text{NH}_4\text{-N}$ - ja pH-online-mittauksien päiväkeskiarvot ja niiden riippuvuus toisista. Jatkuvasti ilmastettujen koejaksojen aikana pH-arvot olivat alhaisemmat kuin jaksoittain ilmastettujen aikana. Tämä johtui siitä, että jaksoittain ilmastettujen jaksojen hapettoman vaiheen denitrifikaatioreaktio tuottaa alkaliteettia. Kun ammoniumtyppipitoisuus oli noin 300 mg/l, pH-arvo vaihteli jatkuvasti ilmastettujen jaksojen aikana 6,6-6,9 välillä ja jaksoittain ilmastettujen aikana 7,7-8,0 välillä. Kun reaktorin ammoniumtyppipitoisuus oli korkea (400-530 mg/l), myös pH-arvot pysyivät korkealla. Tämä johtui ammoniumtyypin hapettumisen heikkenemisestä ajoparametrien muutosten tai laiteteknisten häiriöiden takia, minkä vuoksi alkaliteettia ei kulunut eikä pH sen vuoksi laskenut.



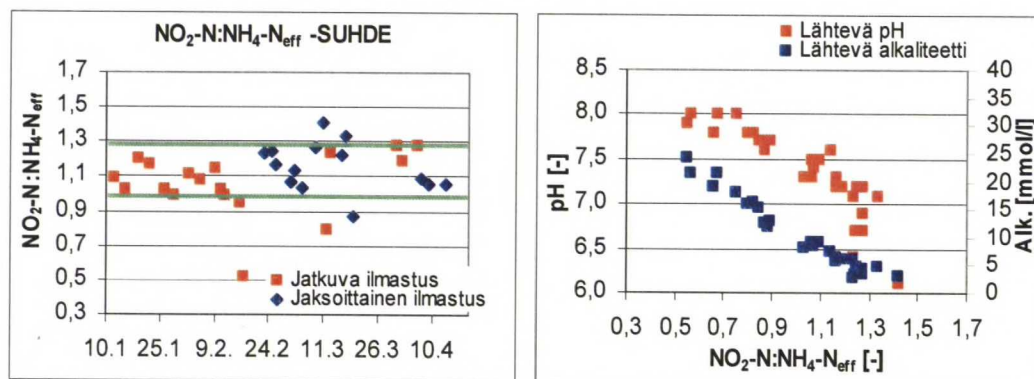
Kuva 46  $\text{NH}_4\text{-N}$ - ja pH-online-mittauksien päiväkeskiarvojen riippuvuus jatkuvasti ja jaksoittain ilmastettujen jaksojen välillä koko tutkimuksen ajalta.

Hapettoman ajan lisäys sykliin nosti siis reaktorin pH:ta ja samalla päästiin kuvan 46 perusteella myös alhaisempiin ammoniumtyppipitoisuuksiin. Alentuneeseen ammoniumtyppipitoisuuteen on kuitenkin vaikuttanut hydraulisen kuorman pienentyminen anoksisen viipymän lisäyksen vuoksi (kts. kaavat 17 ja 18, kappale 5.2), jota tässä tarkastelussa ei ole otettu huomioon. Joten mielikuva, että  $\text{NH}_4\text{-N}$ -reduktio olisi ollut selvästi parempi jaksoittain ilmastettujen jaksojen aikana, ei ole täysin totuuden mukainen. Muita denitrifikaatiovaiheen tuloksia on esitetty kappaleessa 6.7.



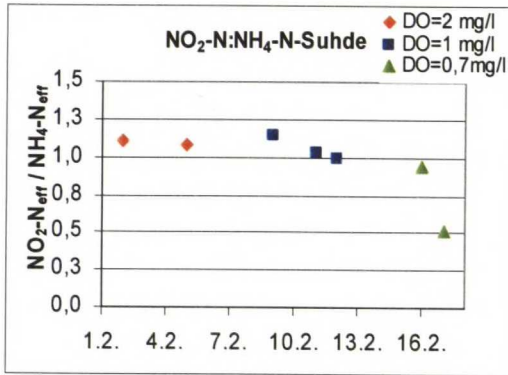
## 6.11 Nitriitti-ammoniumtyppi -suhde

Tutkimuksen aikana mielenkiinnon kohteena oli myös käsitellyn rejektin nitriitti-ammoniumtyppi -suhde, joka liittyy mahdolliseen jatkotutkimukseen, jossa Sharon-prosessiin yhdistetään Anammox-prosessivaihe. Anammox-vaiheeseen johdetun rejektiveden tulee sisältää sekä nitriittityppeä että ammoniumtyppeä. Anammox-reaktion stoikiometristen kertoimien mukaan nitriitin ja ammoniumtyypin pitoisuuksien optimisuhde on 1,3. Kuvassa 47 on esitetty koejaksojen aikana (10.1.-10.4.) saavutetut  $\text{NO}_2\text{-N:NH}_4\text{-N}$  -suhteet, jotka laskettiin lähtevän rejektin laboratoriotuloksista. Osa tuloksista saavutettiin reaktorin ollessa jatkuvasti ilmastettu ja osa ilmastuksen ollessa jaksoittaista. Suuri osa tuloksista pysyi 1,0 ja 1,3 välillä muutamaa poikkeusta lukuun ottamatta, jolloin prosessin toiminta oli heikentynyt ajotapa muutosten vuoksi. Näiden tulosten perusteella prosessi soveltuisi hyvin Anammox-vaiheen esiprosessiksi. Kuvassa 47 on lisäksi esitetty nitriitti-ammoniumtyppi -suhde suhteessa pH-arvoon ja alkaliteettiin. Kuvassa esitetyt tulokset ovat 18.2.-12.6. väliseltä ajalta reaktorin ollessa jaksoittain ilmastettu. Fux (2003) on esittänyt vastaavanlaisen muuttujien riippuvuuden.



Kuva 47 Lähtevän rejektin nitriitti-ammoniumtyppi -suhde koejaksojen aikana ja nitriitti-ammoniumtyppi -suhde pH-arvon ja alkaliteetin funktiona 18.2.-12.6 välisenä aikana.

Määritettäessä optimaalisinta happipitoisuutta Sharon-prosessiin (kappale 6.6), havaittiin happipitoisuudella olevan vaikutusta lähtevän rejektin  $\text{NO}_2\text{-N:NH}_4\text{-N}$  -suhteeseen. Suhdeluku pieneni happipitoisuuden alentuessa (kuva 48).



Kuva 48 Nitriitti-ammoniumtyppi -suhde eri happipitoisuuksilla.

Yhdistettäessä Sharon- ja Anammox-prosessit, Sharon-prosessin jäännöshappipitoisuuden asetusarvon tulisi olla vähintään 1 mg/l, jotta Anammox-prosessiin saavutetaan tarvittava nitriitti-ammoniumtyppi -suhde. van Dongen *et al.* (2001a) raportoi saaneensa Sharon-prosessin laboratoriokokeissa lähtevän rejektin  $\text{NO}_2\text{-N}:\text{NH}_4\text{-N}$  -suhteeksi 1,09 ja totesi prosessin soveltuvan täydellisesti Anammox-prosessin esiprosessiksi.

## 7 JOHTOPÄÄTÖKSET JA SUOSITUKSET

Mädätetyn lietteen käsittelyssä syntyvästä rejektivedestä on mahdollista poistaa ammoniumtyppeä tehokkaasti biologisen erilliskäsittelyn avulla. Tutkimuksen aikana saavutettiin vakaa ja tasapainoinen ammoniumtypen hapettuminen nitriitiksi. Nitrifikaation toinen osareaktio (nitrataatio) pyrittiin estämään prosessiolosuhteiden ja ajoparametrien valinnan avulla. Prosessin käynnistäminen oli helppoa ja se kesti noin 3 viikkoa. Prosessi toimi stabiilisti, huolimatta reaktoriin syötetyn kuormituksen vaihtelusta ja laiteteknisistä häiriöistä. Koeajojen perusteella määritetty optimaalinen aerobinen viipymä oli yksi vuorokausi ja jäännöshappipitoisuus 1-2 mg/l lämpötilan ollessa 32-33 °C. Mikäli prosessiin lisätään myös denitrifikaatiovaihe, optimaalinen anoksinen viipymä oli 0,25 vuorokautta.

Reaktoriin syötetyn rejektin kiintoainepitoisuus oli ajoittain erittäin korkea, mutta sillä ei ollut vaikutusta prosessin toimintaan. Prosessia oli helppo operoida, koska se toimi ilman lietteen selkeytystä ja palautusta, minkä vuoksi lietteen viipymää voitiin kontrolloida hydraulisen viipymän avulla. Rejektiveden sisältämästä ammoniumtypestä yli 50 % pystyttiin hapettamaan nitriitiksi ilman pH:n korjausta.

Denitrifikaatiovaiheen lisäys prosessiin neutraloi nitrifikaation aiheuttamaa pH:n laskua. Tällöin pH oli yhden pH-yksikön korkeampi. Denitrifikaatiota hyödyntämällä saavutettiin keskimäärin 10-15 %:n kokonaistypenpoisto. Hiilenlähteenä käytettiin vain rejektiveden sisältämää hiiltä. Denitrifikaatiovaihe ei parantanut merkittävästi ammoniumtyppireduktiota.

Tehokkaampi kokonaistypenpoisto olisi saavutettu, jos denitrifikaatiovaiheessa olisi käytetty ulkoista hiilenlähdettä. Ulkoisen hiilenlähteen käyttö nostaa kuitenkin prosessin käyttökustannuksia huomattavasti. Metanoli ulkoisena hiilenlähteenä on kallis vaihtoehto ja vastaavasti vähemmän tehokkaan ja edullisemman hiililähteen kuten hydrolysoidun raakalietteen käyttö kasvattaa prosessin allastilavuuden tarvetta. Tutkimuksen aikana tehtyjen



hapenkulutusmittauksien ja kirjallisuudessa esitettyjen tutkimuksien (Moustafa, 2004; Galí, 2006) perusteella raakaliete soveltuu hyvin lisähiilenlähteeksi Sharon-prosessiin, mikäli tarvittavan allastilavuuden kasvu ei aiheuta ongelmia. Tutkimuksen aikana tarkasteltiin myös mahdollisuutta hyödyntää teollisuudessa käytettävää glykoliseosta lisähiilenlähteenä denitrifikaatiovaiheessa. Tämä ei kuitenkaan soveltunut prosessiin sen toksisuuden takia. Täyden mittakaavan toteutusta suunniteltaessa tulee huomioida, että denitrifikaatiovaiheen lisäys kasvattaa hydraulista viipymää, minkä takia vaadittu prosessitilavuus kasvaa. Viikinmäen jätevedenpuhdistamolle denitrifikaatiovaihetta ei suositella, koska prosessitilat ovat rajoitetut.

Ilmastuslaitteiston hapensiirtokyky tulee määrittää uudelleen, koska tutkimuksen aikana ilmapvirtausmittauksessa havaittiin systemaattinen virhe eikä tuloksia voitu käyttää mitoitustarkoitukseen. Uuden selvityksen perusteella voidaan määrittää täyden mittakaavan toteutukseen tarvittava ilmastuskapasiteetti.

Jatkotutkimushankkeena tulisi käynnistää Anammox-koetoiminta, koska tässä tutkimuksessa toteutetussa Sharon-prosessista lähtevä rejektivesi sisälsi juuri oikean Anammox-prosessiin vaaditun nitriitti-ammoniumtyppi -suhteen (1,1-1,3). Anammox-prosessi tulee rakentaa ensiksi pilot-mittakaavassa Sharon-koelaitteiston viereen. Tämän jälkeen prosessia voidaan laajentaa täyden mittakaavan prosessiksi. Kirjallisuuden mukaan Sharon-Anammox -prosessilla saavutetaan entistä suuremmat kustannussäästöt, koska ilmastusenergiaa tarvitaan vähemmän kuin perinteiseen nitrifikaatioprosessiin, eikä hiilenlähdettä tarvita lainkaan prosessin operointiin. Anammox-prosessia pidetään tämän vuoksi erinomaisena vaihtoehtona rejektiveden sisältämän kokonaistypenpoistoon. Anammox-prosessin ansiosta käyttökustannukset pienenisivät entisestään.

Viikinmäen puhdistamolla on tarkoituksenmukaista toteuttaa jatkuvasti ilmastettu täyden mittakaavan Sharon-prosessi, jonka lähtökohtana on poistaa pääasiassa ammoniumtyppeä. Denitrifikaatiovaihe kasvattaa allastilavuuden tarvetta ja välttämättömän ulkoisen hiililähteen lisäys nostaa käyttökustannuksia. Tämän

vuoksi Anammox-prosessi lieenee denitrifikaatiota kustannustehokkaampi vaihtoehto kokonaistypenpoistolle. Täyden mittakaavan Sharon-prosessin suunnittelussa täytyy ottaa huomioon lietteen mädätyksessä käytetyt kemikaloinnit, kuten vaahdonestoaineiden käyttö, koska ne vaikuttivat tutkimuksen aikana hapen liukenemiseen koelaitteistossa.

Viikinmäen jätevedenpuhdistamolla on Sharon-prosessille kaksi mahdollista sijoituspaikkaa. Toinen on rejektiveden selkeytysaltaat ja niiden väliset tilat ja toinen mahdollinen sijoituspaikka on esi-ilmastusaltaat, jotka on mahdollista ottaa pois käytöstä prosessiuudistuksen realisoituessa.

Viikinmäen jätevedenpuhdistamon täyden mittakaavan rejektiveden erilliskäsittelyllä saadaan eliminoitua laitoksen sisällä kiertävä suuri typpikuorma, joka kuormittaa vesiprosessin biologisen osan typenpoistoprosessia. Lisäksi erilliskäsittelyllä voidaan pienentää vesiprosessin biologisen osan ilmastuksesta aiheutuvaa energiankulutusta ja tarvittavaa metanolin syöttömäärää jälkisuodattimille. Rejektin erilliskäsittelyllä saavutetaan lisää käsittelykapasiteettia ulkoiselle typpikuormalle ja voidaan paremmin jaksottaa laitoksen laajennustoimenpiteet suhteessa alueen muiden puhdistamohankkeiden kanssa.

## 8 LÄHDELUETTELO

Abeling, U. ja Seyfried, C.F. 1992. Anaerobic-aerobic treatment of high-strength ammonium wastewater – Nitrogen removal via nitrite. *Wat. Sci. Tech.* 26 (5-6) 1007-1015.

Abma, W., Schultz, C., Wouters, J. W., Mulder, J.W., van Loosdrecht, M.C.M., van der Star, W., Strous, M. ja Tokutomi, T. 2006. Full scale granular sludge ANAMMOX process. 4th CIWEM

Annual Conference 12th-14th September 2006. New Castle upon Tyne. s.8.

Abma, W., Schultz, C., Mulder, J.W., van Loosdrecht, M.C.M, van der Star, W., Strous, M. ja Tokutomi, T. 2007. The advanced of Anammox. *Water* 21, February 2007, 36-37.

Altinbas, M., Ozturk, I. ja Aydin, A.F. 2002. Ammonia recovery from high strength agro industry effluents. *Wat. Sci. Tech.* 45 (12) 189-196.

Anon, 2008. [www.grontmij.com](http://www.grontmij.com) Reference list September 17, 2008.

Anthonisen, A.C., Loehr, R.C., Prakasam, T. B.S. ja Srinath, E.G. 1976. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. *Journal WPCF* 46 (5) 835–852.

Arnold, E., Böhm, B. ja Wilderer, P.A. 2000. Application of activated sludge and biofilm sequencing batch reactor technology to treat reject water from sludge dewatering system: a comparison. *Wat. Sci. Tech.* 41 (1) 115-122.

Borger, A.R., Takács, I., Roeleveld, P.M. ja de Mooiji, HW. 2008. Sharon process stability modelled by BioWin. 81<sup>st</sup> Annual WEFTEC. Chigago, Illinois, USA.

Caffaz, S. Lubello, C. Canziani, R. ja Santianni, D. 2005. Autotrophic nitrogen removal from anaerobic supernatant of Florence's WWTP digesters. The Proceedings of the IWA Specialized Conference "Nutrient management in Wastewater Treatment Processes and recycle Streams", IWA, Krakow, Poland.

Cema, G., Szatkowska, B., Plaza, E., Trela, J. ja Surmacz-Górska, J. 2006. Nitrogen removal rates at a technical-scale pilot plant with the one-stage partial nitrification/Anammox process. Proceedings 5th IWA World Water Congress and Exhibition. Beijing, China.



Constantine, T.A., Shea, T ja Johnson, B. 2005. Newer approaches for treating return liquids from anaerobic digestion. The Proceedings of the IWA Specialized Conference "Nutrient management in Wastewater Treatment Processes and recycle Streams", IWA, Krakow, Poland.

Constantine, T.A. 2006. North American experience with centrate treatment technologies for ammonia and nitrogen removal. Conference Proceedings of the 79th Annual WEF Technical Exhibition and Conference. Dallas, Texas, USA.

Coughenour, J. R. II, Walz, T., Wokulich, P., Phillips, J., Husband, J., Arendsen, S. ja Albertson, O. 2002. Nitrite-dominated centrate headworks recycle: Sidestream ammonia oxidation. Proceedings of WEFTEC the 75th Annual Technical Exhibition and Conference, Water Environment Federation, Chicago 2002.

Dochain, D. ja Vanrolleghem, P.A. 2001. Dynamical modelling and estimation in wastewater Treatment processes. IWA Publishing, London, UK. s. 342.

Dosta, J. Galí, T. Benabdallah El-Hadj, T. ja Mata-Álvarez, J. 2008. Operation of the SHARON denitrification process to treat sludge reject water using hydrolyzed primary sludge to denitrify. Wat. Environ. Res. 80 (3) 197-204.

Egli, K., Fanger, U., Alvarez, P.J.J, Siegrist, H., Van der Meer, J.R., ja Zehnder, A.J.B. 2001. Enrichment and characterization of an anammox bacterium from a rotating biological contactor treating ammonium-rich leachate. Archives of Microbiology, 175 (3) 198-207.

Furukawa, K., Lieu, P.K., Tokitoh, H. ja Fujii, T. 2006. Development of single-stage nitrogen removal using anammox and partial nitritation (SNAP) and its treatment performances. Wat. Sci. Tech., 53 (6) 83-90.

Fux, C., Bohler, M., Huber, P., Brunner, I. ja Siegrist, H. 2002. Biological treatment of ammonium-rich wastewater by partial nitritation and subsequent anaerobic ammonium oxidation (anammox) in a pilot plant. Journal Biotech. 99, 295-306.

Fux, C., Lange, K. Faessler, A., Huber, P., Grueniger, B ja Siegrist, H. 2003. Nitrogen removal from digester supernatant via nitrite – SBR or SHARON? Wat. Sci. Tech. 48 (8) 9-18.

Fux, C. 2003 Biological nitrogen elimination of ammonium-rich sludge digester liquids. PhD Thesis. Swiss Federal Institute of Technology Zurich, Sveitsi.

Gali, A. 2006. Optimisation of biological nitrogen removal processes to treat reject water from anaerobic digestion of sewage sludge. PhD Thesis. Universitat de Barcelona, Espanja.

Gali, A., Dosta, J., van Loosdrecht, M.C.M ja Mata-Alvarez, J. 2007. Two ways to achieve an anammox influent from real reject water treatment at lab-scale: Partial SBR nitrification and SHARON process. *Process Biochemistry* 42, 715-720.

Groeneweg, J., Sellner, B. ja Tappe, W. 1994. Ammonia oxidation in *Nitrosomonas* at  $\text{NH}_3$  concentration near  $K_m$ : Effects of pH and temperature. *Wat. Res.* 28, 2561-2566.

Grunditz, C. ja Dalhammar, G. 2001. Development of nitrification assays using pure cultures of *Nitrosomonas* and *Nitrobacter*. *Wat. Res.* 35 (2) 433-440.

Gut, L. Plaza, E., Trela, J., Hultman, B. ja Bosander, J. Combined partial nitrification/Anammox system for treatment of digester supernatant. The Proceedings of the IWA Specialized Conference "Nutrient management in Wastewater Treatment Processes and recycle Streams", IWA, Krakow, Poland.

Hao, X., Heijnen, J.J. ja van Loosdrecht, M.C.M. 2002. Sensitivity analysis of biofilm model describing a one-stage completely autotrophic nitrogen removal (CANON) process. *Biotechnol. Bioeng.* 77 (3) 266-277.

Hellinga, C. Schellen, A.A.J.C., Mulder, J.W., van Loosdrecht, M.C.M. ja Heijnen, J.J. 1998. The Sharon Process: An innovative method for nitrogen removal from ammonium-rich wastewater. *Wat. Sci. Tech.* 37 (9) 135-142.

Hellinga, C., van Loosdrecht, M.C.M. ja Heijnen, J.J. 1999. Model based design of a novel process for nitrogen removal from concentrated flows. *Math. Comp. Modell. Dyn. Sys.* 5, 1-13.

Helmer, C. ja Kunst, S. 1998. Simultaneous nitrification/ denitrification in an aerobic biofilm system. *Wat. Sci. Tech.* 37 (4-5) 183-187.

Helsingin Vesi. 2009. Viikinmäen jätevedenpuhdistamon läntisen laajennuksen esisuunnitelma. Sisäinen raportti.

Henze, M, Harremoës, P, Jansen, J.C. ja Arvin, E. 2002. Wastewater treatment: Biological and Chemical Processes. 3rd Ed. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, Saksa.

Hippen, A., Rosenwinkel, K.H., Baumgarten, G. ja Seyfried, C.F. 1997. Aerobic deammonification: a new experience in the treatment of wastewaters. Wat. Sci. Tech., 35 (10) 111-120.

Höhdorf, M. 2003. Stickstoffrückbelastung und chemische physikalische Prozesswasserbehandlung. Diplomityö.TU Graz, Itävalta.

Janus, H.M. ja van der Roest, H.F. 1997. Don't reject the idea of treating reject water. Wat. Sci. Tech. 35 (10) 27-34.

Jaroszynski, T, Ryzinska, J. Jasik, W., Jaroszynski, L. van Kempen, R. ja Roeleveld, P. 2005. Extending Poznan WWTP N-removal capacity with SHARON. The Conference Proceedings of the IWA Specialized Conference "Nutrient Management in Wastewater Treatment Processes and Recycle Streams", Krakow, Poland.

Jenicek, P., Svehla, P, Zabranska, J ja Dohanyos, M. 2004. Factors affecting nitrogen removal by nitrification/denitrification. Wat. Sci. Tech. 49 (5-6) 73-79.

Jetten, M.S.M., Strous, M., van de Pas-Schoonen, K.T., Schalk, J., van Dongen, U.G.J.M., van de Graaf, A.A., Logemann, S., Muyzer, G., van Loosdrecht, M.C.M. ja Kuenen, J.G. 1999. The anaerobic oxidation of ammonium. FEMS Microbiol. Rev. 22 (5) 421-437.

Jetten, M.S.M., Schmid, M., Schmidt, I., Wubben, M., van Dongen, U., Abma, W., Slikers, O., Revsbech, N.B., Beaumont, H.J.E., Ottosen, L., Volcke, E., Laanbroek, H.J., Campos-Gomez, J.L., Cole, J., van Loosdrecht, M., Mulder, J.W., Fuerst, J., Richardson, D., van de Pas, K., Mendez-Pampin, R., Third, K., Cirpus, I., van Spanning, R., Bollmann, A., Nielsen, L.P., Op den Camp, H., Schultz, C., Gundersen, J., Vanrolleghem, P., Strous, M., Wagner, M. ja Kuenen, J.G. 2002. Improved nitrogen removal by application of new nitrogen-cycle bacteria. Re/Views in Environmental Science & Bio/Technology 1, 51-63.



- Jie, L., Bi-yong, X., Shu-de, Z., Hong, Y., ja Jie, Z. 2005. "Anaerobic ammonium oxidation for advanced municipal wastewater treatment: Is it feasible?" *Journal Environ. Sci.* 17 (6) 1022-1024.
- Jones, R. M., Dold, P.L., Takács, I., Chapman, K., Wett, B., Murthy, S. ja O'Shaughnessy, M. 2007. *Simulation for operation and control of reject water treatment processes*. WEF Nutrient Removal. Baltimore, Maryland, USA.
- Karttunen, E., Kiuru, H. ja Tuhkanen, T. 2004. RIL 124-2 Vesihuolto II. Suomen Rakennusinsinöörien Liitto RIL ry. Vammala.
- Kollbach, J.St., Grömping, M. 1996. Stickstoffrückbelastung: Stand der Technik 1996/1997; Zukünftige Entwicklungen. TK-Vertrag Karl Thomé-Kozmiensky.
- Li, X.Z., Zhao, Q.L. ja Hao, X.D. 1999. Ammonium removal from landfill leachate by chemical precipitation. *Waste Management* 19, 409-415.
- Magrí, A., Corominas, LL., López, H., Campos, E., Balaguer, M., Colprim, J. ja Flotats, X. 2007. A model for the simulation of the Sharon process: pH as a key factor. *Environ. Tech.* 28, 255-265.
- Mulder, A. van de Graaf, A.A., Robertson, L.A. ja Kuenen, J.G. 1995. Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor. *FEMS Microbiol Econ.* 16, 177-183.
- Mulder, J.W., van Loosdrecht, M.C.M., Hellinga, C. ja van Kempen, R. 2001. Full-scale application of the SHARON process for treatment of rejection water of digested sludge dewatering. *Wat. Sci. Tech.* 43 (11) 127-134.
- Mulder, J.W., Duin, J.O.J., Goverde, J., Poiesz, W.G., van Veldhuizen, H.M., van Kempen, R. ja Roeleveld, P. 2006. Full-scale Experience with the Sharon process through the eyes of the Operators. *Conference Proceedings of the 79th Annual WEF Technical Exhibition and Conference*. Dallas, Texas, USA.
- Moustafa M.A.E. 2004. Improving the denitrification potential in biological wastewater treatment by dosing carbon from sludge hydrolysis. *Alexandria Engineering Journal*. Vol. 43 (2) 143-151.
- Münch, E.V., Benesovsky-Scott, A., Josey, J. ja Barr, K. 2001. *Making a Business from Struvite Crystallization for Wastewater Treatment: Turning Waste into Gold*.

Second International Conference on Recovery of Phosphates from Sewage and Animal Wastes, March 12-13, Noordwijkerhout, Holland.

Nielsen, M., Bollmann, A., Slikers, O., Jetten, M., Schmid, M., Strous, M., Schmidt, I., Larsen, L. H., Nielsen, L.P. ja Revsbech N. P. 2005. Kinetics, diffusional limitation and microscale distribution of chemistry and organisms in a CANON reactor. *FEMS Microbiol. Ecol.* 51, 247-256.

Notenboom, G.J, J.C, Jacobs, R. van Kempen, M.C.M. van Loosdrecht. 2002. High rate treatment with Sharon process of waste water from solid waste digestion. IWA, 3<sup>rd</sup> international Symposium Anaerobic digestion of solids wastes, Munich, Saksa.

Obernosterer, M. 2001. Stickstoffrückbelastung und biologische Prozesswasserbehandlung. Diplomityö.TU Graz, Itävalta.

Paredes, D., Kusch, P., Mbvette, T.S.A., Stange, F., Müller, R.A. ja Köser, H. 2007. New aspects of microbial nitrogen transformations in the context of wastewater treatment – a Rev. Eng. Life Sci. 7, 13-25.

Phillips, H.M., Kobylinski, E., Barnard, J. ja Wallis-Lage, C. 2006. Nitrogen and Phosphorus-Rich Sidestreams: Managing the Nutrient Merry-Go-Round. Conference Proceedings of the 79th Annual WEF Technical Exhibition and Conference. Dallas, Texas, USA.

Pollice, A., Tandoi, V. ja Lestingi, C. 2002. Influence of aeration and sludge retention time on ammonium oxidation to nitrite and nitrate. *Wat. Res.* 36, 2541-2546.

Rosenwinkel, K.-H., Cornelius, A. ja Thöle, D. 2005. Full-scale application of the deammonification process for the treatment of sludge water. The Conference Proceedings of the IWA Specialized Conference "Nutrient Management in Wastewater Treatment Processes and Recycle Streams", Krakow, Poland.

Ruiz, G., Jeison, D. ja Chamy, R. 2003. Nitrification with high nitrite accumulation for the treatment of wastewater with high ammonia concentration. *Wat. Res.* 37, 1371-1377.

Salkinoja-Salonen M (toim.). 2002. Mikrobiologian perusteita. Gummerus Kirjapaino Oy. Jyväskylä.

Salem, S.; Moussa, M.S.; Van Loosdrecht, M.C.M. 2006. Determination of the Decay Rate of Nitrifying Bacteria. *Biotechnology and Bioengineering* 94 (2) 252-262.

Schmidt, I, Sliekers, O., Schmid, M. Bock, E, Fuerst, J., Kuenen, J.G., Jetten, M.S.M. ja Strous, M. 2003. New concepts of microbial treatment process for the nitrogen removal in the wastewater. *FEMS Microbiol. Rev.* 27, 481-492.

Seyfried, C.F., Rosenwinkel, K.H. ja Hippen, A. 2002. Deammonification: a cost-effective treatment process for nitrogen-rich wastewaters. *Proceedings of WEFTEC the 75th Annual Technical Exhibition and Conference*, Water Environment Federation, Chicago 2002.

Siegrist, H. 1996. Nitrogen Removal from Digester Supernatant – Comparison of Chemical and Biological Methods. *Wat. Sci. Tech.* 34 (1-2) 399-406.

Siegrist, H. Salzgeber, D., Eugster, J. ja Joss, A. 2008. Anammox brings WWTP closer to energy autarky due to increased biogas production and reduced aeration energy for N-removal. *Wat. Sci. Tech.* 57 (3) 383-388.

Strous, M., Van Gerven, E., Zheng, P., Kuenen, J. G., and Jetten, M. 1997. Ammonium removal from concentrated waste streams with the anaerobic ammonium oxidation (Anammox) process in different reactor configurations. *Wat. Res.* 31 (8) 1955-1962.

Strous, M., Heijnen, J.J., Kuenen, J.G., Jetten, M.S.M. 1998. The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 50 (5) 589-596.

Strous, M., Kuenen, J. G., and Jetten, M.S.M. 1999. Key physiology of anaerobic ammonium oxidation. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 65 (7) 3248-3250.

Surampalli, R.Y., Tyagi, R.D., Scheible, K. ja Heidman, J.A. 1997. Nitrification, denitrification and phosphorus removal in sequential batch reactors. *Biores. Tech.* 61, 151-157.



Surmacz-Górska, J., Cichon, A. ja Miksch, K. Nitrogen removal from wastewater with high ammonia nitrogen concentration via shorter nitrification and denitrification. 1997. *Wat. Sci. Tech.* 36 (10) 73-78

Szatkowska, B. 2007. Performance and control of biofilm systems with partial nitrification and Anammox for supernatant treatment. PhD Thesis. KTH Land and Water Resources engineering. Ruotsi.

Szatkowska, B., Cema, G., Plaza, E., Trela, J. ja Hultman, B. 2007. A one-stage system with partial nitrification and Anammox processes in the moving-bed biofilm reactor. *Wat. Sci. Tech.* 55 (8-9) 19-26.

Tchobanoglous, G., Burton, F.L. ja Stensel, H.D. 2003. Wastewater engineering: treatment and reuse. 4th ed. Metcalf & Eddy, Inc. McGraw-Hill International Editions. Civil Engineering Series.

Teichgräber, B. ja Stein, A. 1994. Nitrogen elimination from sludge treatment reject water - Comparison of the steam-stripping and denitrification processes treatment. *Wat. Sci. Tech.* 37 (12) 165-172.

van de Graaf, A.A., Mulder, A., de Bruijn, P., Jetten, M.S., Robertson, L.A. ja Kuenen, J.G. 1995. Anaerobic oxidation of ammonium is a biologically mediated process. *Appl. Environ. Microbiol.* 61, 1246-1251

van der Star, W.R.L., Abma, W.R., Blommers, D., Mulder, J.W., Tokutomi, T., Strous, M., Picioreanu, C. ja van Loosdrecht, M.C.M. 2007. Startup of reactors for anoxic ammonium oxidation: Experiences from the first full-scale anammox reactor in Rotterdam. *Wat. Res.* 41, 4149-4163

van Dongen, L.G.J.M., Jetten, M.S.M. ja van Loosdrecht, M.C.M. 2001a. The combined Sharon/Anammox process – A sustainable method for N-removal from sludge water. IWA Publishing, Lontoo.

van Dongen, L.G.J.M., Jetten, M.S.M. ja van Loosdrecht, M.C.M. 2001b. The Sharon-Anammox Process for the Treatment of Ammonium Rich Wastewater. *Wat. Sci. Tech.* 44 (1) 153-160.

Van Hulle, S.W.H., Volcke, E.I.P., López Teruel, J., Donckels, B., Van Loosdrecht, M.C.M. ja Vanrolleghem, P. 2004. Influence of temperature and pH

on the kinetics of the SHARON nitrification process. In: Proceedings 4th IWA World Water Congress and Exhibition. Marrakech, Morocco.

Van Hulle, S.W.H., Van Den Broeck, S., Maertens, J., Villez, K., Donckels, B.M.R., Schelstraete, G., Volcke E.I.P. ja Vanrolleghem, P.A. 2005. Construction, start-up and operation of a continuously aerated laboratory-scale SHARON reactor in view of coupling with an Anammox reactor. *Water SA* 31 (3) 1-10.

van Kempen, R., Mulder, J.M., Uijterlinde, C.A. ja van Loosdrecht, M.C.M. 2001. Overview: Full scale experience of the Sharon process for treatment of rejection water of digested sludge dewatering. *Wat. Sci. Tech.* 44 (1) 145-152.

van Kempen, R., ten Have, C.C.R., Meijer, S.C.F., Mulder, J.M., Duin, J.O.J., Uijterlinde, C.A. ja van Loosdrecht, M.C.M. 2005. SHARON process evaluated for improved wastewater treatment plant effluent quality. *Wat. Sci. Tech.* 52 (4) 55-62

van Loosdrecht, M.C.M. ja Salem, S. 2005. Biological treatment of sludge digester liquids. The Proceedings of the IWA Specialized Conference "Nutrient management in Wastewater Treatment Processes and recycle Streams", IWA, Krakow, Poland. 13-22.

Volcke, E.I.P. 2006. Modelling, analysis and control of partial nitrification in a SHARON reactor. PhD thesis. Ghent University, Belgia.

Volcke, E.I.P., van Loosdrecht, M.C.M. ja Vanrolleghem, P.A. 2006. Controlling the nitrite:ammonium ratio in a SHARON reactor in view of its coupling with an anammox process. *Wat. Sci. Tech.* 53 (4-5) 45-54.

Volcke, E.I.P., Loccufier, M., Noldus, E.J.L. ja Vanrolleghem, P.A. 2007. Operation of a SHARON nitrification reactor: practical implication from a theoretical study. *Wat. Sci. Tech.* 56 (6) 145-154.

WEF ja ASCE. 1998. Design of Municipal Wastewater treatment plants. 4th ed., Vol. 2, Vol. 3.

Wett, B., Rostek, R., Rauch, W. ja Ingerle, K. 1998. pH-controlled reject water treatment. *Wat. Sci. Tech.* 37 (12) 165-172.

Wett, B. ja Rauch, W. 2003. The role of inorganic carbon limitation in biological nitrogen removal of extremely ammonia concentrated wastewater. *Wat. Res.*, 37 (5) 1100-1110.

Yoo, H., Ahn, K-H., Lee, H-J., Lee, K-H., Kwak, Y-J. ja Song, K-G. 1999. Nitrogen Removal from Synthetic Wastewater by Simultaneous Nitrification and Denitrification (SND) via Nitrite in an Intermittently-aerated Reactor. *Wat. Res.* 33 (1) 145-154.

Zhang, L., Zheng, P, Tang, C-J. ja jin, R-C. 2008. Anaerobic ammonium oxidation for treatment of ammonium-rich wastewaters. *J Zhejiang Univ. Sci. B.* 9 (5) 416-426.



# LIITE 1. Koelaitteiston kaaviokuva

